



O ENQUADRAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS COMO ESTRATÉGIA PARA MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA: O CASO DO RIO PIABANHA/RJ

David de Andrade Costa

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético.

Orientadores: Marco Aurélio dos Santos

José Paulo Soares de Azevedo

Rio de Janeiro

Fevereiro de 2021

O ENQUADRAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS COMO ESTRATÉGIA PARA
MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA: O CASO DO RIO PIABANHA/RJ

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Orientadores: Marco Aurélio dos Santos
José Paulo Soares de Azevedo

Aprovada por: Marcos von Sperling
Manildo Marcião de Oliveira
Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas
Marco Aurélio dos Santos
José Paulo Soares de Azevedo

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
FEVEREIRO DE 2021

Costa, David de Andrade

O Enquadramento de Recursos Hídricos como estratégia para melhoria da qualidade da água: o caso do Rio Piabanha/RJ / David de Andrade Costa. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2021.

XI, 148 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Marco Aurélio dos Santos

José Paulo Soares de Azevedo

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2021.

Referências Bibliográficas: p. 91-108.

1. Enquadramento de recursos hídricos 2. Reabilitação de rios. 3. Monitoramento da qualidade da água. I. Santos, Marco Aurélio dos *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

*“E me inventei nesse gosto,
de especular ideia.”
“Tudo é e não é...”
“Eu quase que nada não sei.
Mas desconfio de muita coisa.”*

*Grande Sertão: Veredas
João Guimarães Rosa*

Agradecimentos

Àquele que antecede o entendimento e nos permite alcançar o conhecimento.

Como diz Guimarães Rosa em Grande Sertão: Veredas “*Digo: o real não está na saída nem na chegada: ele se dispõe para a gente é no meio da travessia*”. Desta maneira, esta tese representa uma longa jornada, repleta de gratidão em seu decurso.

Desde o início do doutorado em 2016 muitos eventos se sucederam: mudei de Niterói para Petrópolis a fim de trabalhar na AGEVAP/Comitê Piabanha, tive a dádiva de ser o pai do Theo, fixei residência em Campos dos Goytacazes para trabalhar no IFF e agora estou no aguardo do meu segundo filho. Nesses anos, apenas uma coisa não mudou, mas sim aumentou: meu amor e gratidão pela minha esposa que, além de ser minha companheira de vida, é uma professora maravilhosa que cuidadosamente revisa meus escritos em português e inglês.

Do mesmo modo, agradeço a todos os meus familiares. À minha mãe, Mery, a personificação do amor e da doçura, sempre ao meu lado. Ao meu pai, Demilson, pelo constante incentivo, exemplo de força, perseverança e caráter. Ao meu maravilhoso time de irmãos: Daniel, Gabriela, Lucas e Miguel, pela união, companheirismo e amizade. À minha *stepmother*, Ana, por todo carinho.

Aos meus velhos amigos, Leandro Vidal e Caroline Lopes, por dividirem risadas e preocupações. Aos novos amigos que tornaram mais fácil minha adaptação em Campos: Fernanda, Leo, Paulo Vidal e Priscila.

Aos meus orientadores Marco Aurélio e José Paulo, por todos aconselhamentos e orientações.

Aos membros da banca de avaliação da tese que gentilmente dedicaram seu tempo para a melhoria deste trabalho.

Aos amigos e ex-companheiros de trabalho da AGEVAP, em especial, ao amigo Victor Montes e à toda equipe UD2: Letícia, Caroline, Daniel, Max, Karoline, Yasmin e Luís.

Ao Comitê Piabanha por toda oportunidade de aprendizado, pelo acolhimento e pela confiança. Agradeço pelos dados de monitoramento disponibilizados para realização desta pesquisa. Faço um destaque especial aos amigos Rafaela e José Paulo pela confiança, pelo carinho e pela amizade.

Ao INEA, à CPRM e à UFRJ, em especial, aos projetos EIBEX e HIDROECO pelos dados de monitoramento que foram disponibilizados.

Ao companheiro de trabalho e mais novo amigo Luis Carlos Soares da Silva Junior, por empreender a tarefa de modelar a qualidade da água do Rio Piabanha.

A todos os professores pelos ensinamentos, em especial à Prof. Dr^a Janie Garcia da Silva, por me orientar no Projeto Jovens Talentos em 2006.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

O ENQUADRAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS COMO ESTRATÉGIA PARA MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA: O CASO DO RIO PIABANHA/RJ

David de Andrade Costa

Fevereiro/2021

Orientadores: Marco Aurélio dos Santos

José Paulo Soares de Azevedo

Programa: Planejamento Energético

Neste trabalho foi construído um referencial teórico com diretrizes para projetos de Enquadramento de recursos hídricos. O Rio Piabanha/RJ foi utilizado como caso de estudo possível de ser generalizado à outras regiões. O Comitê Piabanha definiu o Enquadramento como prioridade em seu plano de gestão (2018-2020), motivando este trabalho. Dessa forma, foi construído um programa de monitoramento que possibilitou o diagnóstico da qualidade da água realizado nesta tese. Além disso, foram analisados dados de diferentes bases por meio das técnicas de Índice de Qualidade da Água, Análise de Componentes Principais, Análise de Clusters, Análise de Frequências, Análise de Tendências e Modelagem da Qualidade da Água; todas elas utilizadas de forma integrada para contribuir para gestão de recursos hídricos. O processo de Enquadramento possui etapas de ordem técnica e outras de ordem institucional e política. Nesse sentido, este trabalho realizou as atividades de ordem técnica e indicou estratégias para condução das demais etapas. Notadamente, o processo de Enquadramento deve ter uma coordenação protagonizada pelos Comitês de Bacia e deve ser mediado pelo Ministério Público, de forma a construir um programa de efetivação de metas pactuadas por todas as partes interessadas.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

THE FRAMEWORK OF WATER RESOURCES AS A STRATEGY FOR
IMPROVING WATER QUALITY: THE CASE OF PIABANHA RIVER/RJ

David de Andrade Costa

February/2021

Advisor: Marco Aurélio dos Santos

José Paulo Soares de Azevedo

Department: Energy Planning

This work built a set of guidelines for framework projects of water resources. The Piabanha River was taken as a case study that could be generalized to other regions. The Piabanha Committee has defined the river framework as a priority in its management plan (2018-2020), what motivated this work. In this way, a monitoring program was built enabling the water quality diagnosis carried out in this work. Data from different bases were analyzed using the techniques of Water Quality Index, Principal Component Analysis, Cluster Analysis, Frequency Analysis, Trend Analysis and Water Quality Modeling; all of them were used in an integrated manner to contribute to water resources management. The Framework process has technical and political steps. In this sense, this work performed the technical activities and indicated strategies for conducting the other stages. Notably, the Framing process must be coordinated by the Basin Committees and must be mediated by the Public Prosecutor's Office, in order to build a program for the achievement of goals agreed upon by all stakeholders.

SUMÁRIO

Lista de Figuras	x
Lista de Tabelas	xi
CAPÍTULO I	1
1.1 Apresentação.....	1
1.2 Objetivos.....	4
1.2.1 Geral	4
1.2.2 Específicos.....	4
1.3 Estrutura do texto.....	4
CAPÍTULO II.....	6
2 Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos – o Enquadramento – como ferramenta para reabilitação de rios.....	6
2.1 Introdução	6
2.2 Materiais e Métodos.....	8
2.2.1 Área de estudo	9
2.3 Resultados e Discussões	11
2.3.1 Qualidade da água do Rio Piabanha	13
2.3.2 Restauração Ecológica.....	17
2.3.3 Reabilitação de rios	19
2.3.4 Enquadramento dos corpos de água brasileiros.....	22
2.4 Conclusões	28
CAPÍTULO III	31
3 Avaliação da qualidade da água do Rio Piabanha com base em estatísticas multivariadas e índice de qualidade da água	31
3.1 Introdução	31
3.2 Materiais e Métodos.....	34
3.2.1 Área de estudo	34
3.2.2 Bases de dados.....	35
3.2.3 Campanhas de monitoramento e procedimentos analíticos.....	36
3.2.4 Índice de Qualidade da Água.....	39
3.2.5 Análise de Componentes Principais e Análise de <i>Clusters</i>	40
3.2.6 Análise de séries temporais e detecção de tendências	41
3.2.7 Classificação e Enquadramento de rios segundo a CONAMA 357/2005	42
3.3 Resultados.....	42
3.3.1 Usos da água.....	42
3.3.2 Monitoramento recente e índice de qualidade da água.....	43
3.3.3 Análise de Componentes Principais e Análise de Cluster	45
3.3.4 Monitoramento sistemático de longo termo	48
3.4 Discussões.....	50
3.4.1 Avaliação da qualidade da água	50

3.4.2	Parâmetros que mais influenciaram na qualidade da água e trechos de rio com qualidade similar	52
3.4.3	Análise de tendência.....	53
3.5	Conclusões	54
CAPÍTULO IV		56
4	Do monitoramento e modelagem ao gerenciamento: como melhorar a qualidade das águas nos rios brasileiros? Estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Piabanha.....	56
4.1	Introdução	56
4.2	Materiais e métodos	60
4.2.1	Área de estudo	60
4.2.2	Bases de dados.....	62
4.2.3	Modelagem da Qualidade da Água	64
4.3	Resultados.....	72
4.3.1	Cobertura da terra e usos da água.....	72
4.3.2	Sazonalidade na bacia hidrográfica e monitoramento da qualidade da água	73
4.3.3	Modelagem da qualidade da água e prognóstico.....	75
4.4	Discussões.....	79
4.4.1	Diagnóstico da qualidade da água	79
4.4.2	Desempenho do modelo e redução das cargas de poluição.....	81
4.4.3	Gerenciamento.....	83
4.5	Conclusões	86
CAPÍTULO V.....		87
5	Considerações finais.....	87
6	Referências.....	91
7	APÊNDICE I.....	109
Termo de Referência para contratação de empresa especializada para o monitoramento de rios na Região Hidrográfica Piabanha (RH-IV)		109

Lista de Figuras

Figura 2.1 – Região Hidrográfica IV, hidrografia principal da bacia do Rio Piabanha e municípios inseridos na bacia.....	10
Figura 2.2: Diagrama unifilar da Bacia do Rio Piabanha.....	11
Figura 2.3 - Categorias de intervenções para reabilitação de rios.....	21
Figura 2.4 - Fluxograma das etapas para se implantar o Enquadramento de corpos de água superficiais tendo por base a Resolução do CNRH nº 91/2008.....	25
Figura 3.1: Área de estudo, estações amostrais e pontos de interferência.....	35
Figura 3.2: Reunião para especificações da contratação do monitoramento realizado na bacia hidrográfica do Rio Piabanha, 03/07/2018.....	37
Figura 3.3: Primeira campanha de campo realizada em maio de 2019. Foto 1.....	37
Figura 3.4: Primeira campanha de campo realizada em maio de 2019. Foto 2.....	37
Figura 3.5: Última campanha de campo realizada em agosto de 2020. Foto 3.....	37
Figura 3.6: Última campanha de campo realizada em agosto de 2020. Foto 4.....	37
Figura 3.7: Variação espacial $IQ_{ANSF-INEA}$ sobre cada estação de monitoramento de julho a dezembro.....	45
Figura 3.8: Técnicas de análise estatística multivariada.....	47
Figura 3.9: Série temporal para o parâmetro oxigênio dissolvido de 1980 a 2019 na estação PB002 (n = 166).....	48
Figura 3.10: Série temporal para o parâmetro oxigênio dissolvido de 1980 a 2019 na estação PB011 (n = 198).....	49
Figura 3.11: Periodograma resultante da análise de Fourier para estação PB011.....	49
Figura 4.1: Bacia do Rio Piabanha e estações de monitoramento.....	60
Figura 4.2: Diagrama unifilar da Bacia do Rio Piabanha.....	61
Figura 4.3: QUAL-UFGM, modelo conceitual para inter-relações dos constituintes....	65
Figura 4.4: Topologia do modelo do rio Piabanha, com a representação da transposição do Rio Palatinato para o Rio Itamarati.....	67
Figura 4.5: Modelo conceitual da bacia do rio Quitandinha, com a representação da transposição do Rio Palatinato para o Rio Itamarati.....	68
Figura 4.6: Relações de velocidade x vazão e profundidade x vazão no Rio Piabanha.....	69
Figura 4.7: Esquema conceitual das contribuições de carga orgânica no rio e suas respectivas fontes.....	69
Figura 4.8: Mapeamento de uso e cobertura do solo obtido a partir da base de dados da <i>Copernicus Land Service</i>	72
Figura 4.9: Chuvas na bacia hidrográfica e vazão na foz do Rio Piabanha, médias mensais de 1939 a 2019.....	73
Figura 4.10: Variabilidade longitudinal e sazonal da qualidade da água no Rio Piabanha.....	75
Figura 4.11: Calibração do modelo QUAL-UFGM.....	76
Figura 4.12: Resultados do modelo QUAL-UFGM para o mês mais seco do ano com a vazão Q_{95}	77
Figura 4.13: Prognóstico cenário classe 3.....	78
Figura 4.14: Prognóstico cenário classe 2.....	78

Lista de Tabelas

Tabela 2.1: Informações da prestação de serviço de esgotamento sanitário.	10
Tabela 2.2: Resultados da revisão sistemática em periódicos.	12
Tabela 2.3: Série histórica de 2014 a 2018 do monitoramento sistemático do INEA no Rio Piabanha após o centro urbano de Petrópolis, estação PB002.....	14
Tabela 2.4: Série histórica de 2014 a 2018 do monitoramento sistemático do INEA próximo à foz do Rio Piabanha em Três Rios, estação PB011	15
Tabela 3.1: Parâmetros, abreviações, unidades, limites de quantificação, limites permitidos aos rios classe 2 segundo a CONAMA 357/2005, e métodos.	38
Tabela 3.2: Variáveis e pesos atribuídos ao IQA _{NSF}	40
Tabela 3.3: Resultados sazonais médios em 2019.....	44
Tabela 3.4: Correlação de Pearson (r).	46
Tabela 3.5: Carregamentos (“loadings”) das componentes principais.....	46
Tabela 4.1: Coeficientes inicialmente adotados e calibrados.....	70

CAPÍTULO I

Neste capítulo são apresentados o contexto, a justificativa e os objetivos desta tese, além da apresentação dos demais capítulos.

1.1 Apresentação

O marco legal para gestão das águas no Brasil é a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433/1997, chamada Lei das Águas. Esta lei define como um de seus instrumentos de gestão o Enquadramento dos corpos de água em classes de qualidade, segundo os seus usos preponderantes. O Enquadramento tem como objetivos assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

O Enquadramento é um instrumento de planejamento, pois não se baseia apenas na classificação do estado atual de qualidade, mas estabelece a meta de qualidade a ser mantida ou alcançada. A proposta de Enquadramento, segundo a resolução CNRH nº 91/2008, deve contemplar quatro etapas: i) diagnóstico; ii) prognóstico; iii) propostas de metas relativas às alternativas de Enquadramento e iv) programa para efetivação. Essas etapas são didaticamente conhecidas por: “o rio que temos”, “o rio que queremos” e o “rio que podemos ter”.

As classes de qualidade de águas superficiais são estabelecidas pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). A classe especial é aquela que se destina aos usos que requerem o melhor nível de qualidade da água, é a mais restritiva às atividades humanas que possam interferir em sua qualidade, não sendo permitido o lançamento de efluentes, mesmo após tratamento.

Quanto maior o número da classe correspondente, menos exigente se torna o nível de qualidade da água necessário aos seus usos, diminuindo-se a restrição às atividades que possam impactar na qualidade dessas águas. Enquanto não aprovados os respectivos Enquadramentos, as águas doces são consideradas classe 2; as salinas e salobras, classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, determinando a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (Artigo nº 42 da Resolução CONAMA nº 357 de 2005).

De acordo com a Conjuntura Nacional de Recursos Hídricos para o ano de 2020 em seu encarte especial sobre o tema Enquadramento (ANA, 2020a), há apenas 78 atos

normativos que enquadram corpos hídricos no Brasil. Destes, somente 31 atos são válidos em conformidade com a Resolução CONAMA nº 357/2005 uma vez que “as classificações de corpos d’água efetuadas com base em norma anterior, então revogada, deverão ser revistas e adequadas à nova realidade, de forma a garantir o cumprimento de metas e o melhor gerenciamento dos recursos hídricos (ANA, 2020a)⁽⁵²⁾”.

No Brasil, 14 unidades da federação não possuem nenhum corpo hídrico enquadrado, nenhuma bacia hidrográfica federal possui enquadramento válido e, no Estado do Rio de Janeiro, por exemplo, apenas a Região Hidrográfica do Guandu possui alguns trechos de rios enquadrados pela Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 127 de 27/08/2014 (CERHI, 2014). Dentre os estados brasileiros que possuem normativos de enquadramento válidos figuram Sergipe, Bahia, Mato Grosso do Sul, Espírito Santo, Rio de Janeiro, Paraná, Rio Grande do Sul e o Distrito Federal. O Rio Grande do Sul é o estado que possui mais atos normativos válidos, 19 no total, o que representa cerca de 60% dos atos brasileiros.

Apesar do grande arcabouço normativo e institucional para o Enquadramento de recursos hídricos, do ponto de vista prático da gestão, observa-se pouca aplicação deste instrumento. Além disso, do ponto de vista acadêmico ainda há uma lacuna no conhecimento no sentido de metodologias e aplicações que conduzam à efetivação do Enquadramento, conforme apontado pela literatura (FERNANDES et al., 2015; MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019; SILVA, 2018) e evidenciado na pesquisa bibliográfica apresentada no Capítulo 2, que complementa a justificativa, os objetivos e a hipótese desta tese.

Nesse contexto, podemos enunciar o seguinte problema de ordem prática na gestão de recursos hídricos: O Enquadramento de rios segundo seus usos preponderantes ainda é um instrumento com pouca implantação no Brasil, ensejando, dessa maneira, a seguinte pergunta de pesquisa: Por que o Enquadramento é um instrumento pouco aplicado e quais são as dificuldades encontradas pelos Comitês de Bacia?

Uma pergunta de pesquisa torna-se um problema de pesquisa apenas se a ausência de resposta evidenciar um problema mais importante que a própria resposta (BOOTH; COLOMB; WILLIAMS, 2008). Dessa forma, a pouca aplicação do instrumento Enquadramento pode revelar uma falta de eficácia da Política de Recursos Hídricos em garantir a qualidade da água de acordo com seus usos preponderantes.

Em decorrência, o problema de pesquisa a que esta tese se propõe a estudar pode ser enunciado como: No intento de propor o Enquadramento do Rio Piabanha, como

construir uma sistemática de aplicação desse instrumento que conduza à sua efetivação? Ressalva-se que esta pesquisa não pretende indicar caminhos para todas as etapas do processo de Enquadramento de rios, mas sim entender melhor a dificuldade de implementação deste instrumento, especialmente as dificuldades de ordens técnicas e políticas.

Uma experiência de arranjo institucional que pode servir de inspiração para o Enquadramento de rios é a delimitação da Faixa Marginal de Proteção (FMP) do Rio Piabanha que envolveu diversas partes interessadas (COSTA et al., 2018). Esta foi a primeira delimitação contínua, da nascente à foz, de um corpo hídrico no Estado do Rio de Janeiro. O projeto teve como objetivo construir um instrumento de referência para gestão do território, evitando a ocupação irregular nas margens do Rio Piabanha. Coube ao Comitê Piabanha incorporar ao projeto o seu conhecimento local. Essa articulação liderada por um comitê de bacia hidrográfica foi uma inovação no Estado do Rio de Janeiro e fortaleceu a gestão territorial (COSTA et al., 2018). Esta experiência teve ampla participação do autor desta tese que, na ocasião do projeto, exercia o cargo de Especialista em Recursos Hídricos (2016/2018) do Comitê Piabanha na AGEVAP/UD2.

Considerando que o Enquadramento é o instrumento de gestão destinado à manutenção ou melhoria da qualidade dos rios brasileiros e que sua aplicação deve ser coordenada pelos Comitês de Bacia Hidrográfica, podemos formular como hipótese que a mediação do processo de Enquadramento pelo Ministério Público (MP) pode ser determinante para garantia da sua efetivação.

Corroborando com esta hipótese, foi publicado pelo Ministério Público Federal o livro “Efetivação das metas de qualidade das águas no Brasil: atuação estratégica para melhoria da qualidade das águas” (MPF, 2018). Nesse sentido, a atuação do MP, de maneira articulada com as diversas partes interessadas em caráter preventivo e com a utilização de meios extrajudiciais, tende a contribuir de forma significativa e não litigiosa para a gestão integrada dos recursos hídricos (KISHI et al., 2017; MPF, 2018). Espera-se que as contribuições desta tese possam indicar estratégias possíveis de serem utilizadas em outras bacias hidrográficas.

1.2 **Objetivos**

1.2.1 **Geral**

- Propor uma estratégia de aplicação do instrumento Enquadramento que integre monitoramento, modelagem, mobilização social e, especialmente, a mediação das partes interessadas.

1.2.2 **Específicos**

- Construir um referencial teórico e definir diretrizes metodológicas para projetos de Enquadramento de recursos hídricos;
- Construir um programa de monitoramento e realizar um diagnóstico atualizado da qualidade da água na bacia do Rio Piabanha;
- Realizar um prognóstico da qualidade da água com base em cenários de redução de poluição e indicar o Enquadramento do Rio Piabanha.

1.3 **Estrutura do texto**

Buscou-se elaborar um texto conciso, para isso, optou-se pela redação de capítulos completos contendo introdução, metodologia, resultados, discussões e conclusões, à exceção do primeiro e do último capítulo.

No Capítulo II é discutido em que medida o Enquadramento de recursos hídricos comporta-se como um processo de reabilitação de rios. Para evidenciar a degradação do Rio Piabanha, são analisados alguns dados do monitoramento sistemático de qualidade da água realizado pelo INEA. Procurou-se construir um referencial teórico e também definir diretrizes metodológicas para projetos de Enquadramento de recursos hídricos. São indicadas as próximas etapas da pesquisa: o diagnóstico e prognóstico da qualidade da água, respectivamente discutidos nos Capítulos III e IV. Nas conclusões, são destacadas cinco recomendações consideradas chave para o processo de Enquadramento.

No Capítulo III é realizado um diagnóstico atualizado da qualidade da água na bacia do Rio Piabanha. Para isso, cinquenta e quatro amostras de água foram coletadas entre julho e dezembro de 2019 em nove estações de monitoramento e quinze parâmetros foram quantificados. Além disso, quarenta anos de monitoramento foram analisados, incluindo dados governamentais e projetos de pesquisa anteriores.

O Capítulo IV apresenta e discute o prognóstico da qualidade da água. Foi proposto o Enquadramento do Rio Piabanha de acordo com a resolução CONAMA nº 357/2005 a fim de estabelecer diretrizes estratégicas para sua efetiva implementação. Para isso, foi simulada a qualidade da água do rio por meio do modelo QUAL-UFGM. O modelo possibilitou indicar a redução de cargas de poluição necessárias para o alcance de dois cenários de Enquadramento do Rio Piabanha.

No Capítulo V são apresentadas as considerações finais da tese.

No Apêndice I é apresentado o Termo de Referência utilizado para contratação de empresa especializada para o monitoramento de rios na Região Hidrográfica Piabanha (RH-IV). Este documento foi concebido em 2018 pelo autor desta tese, no período em que exerceu o cargo de Especialista em Recursos Hídricos da AGEVAP, em atendimento ao Comitê Piabanha. O documento final recebeu contribuições da equipe DIGEA/AGEVAP e resultou na contratação de uma empresa especializada. O monitoramento ocorreu entre junho de 2019 e maio de 2020. Quando necessário, as campanhas de campo foram acompanhadas pelo autor desta tese que, por sua vez, realizou em agosto de 2020, com apoio do Comitê Piabanha, uma campanha de campo adicional para medição do parâmetro oxigênio dissolvido utilizando equipamentos da COPPE/UFRJ e do LABFOZ/IFF.

CAPÍTULO II

Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos – o Enquadramento – como ferramenta para reabilitação de rios^a

Neste capítulo é discutido em que medida o Enquadramento comporta-se como uma ferramenta de reabilitação de rios. Busca-se construir um referencial teórico e definir diretrizes metodológicas para projetos de Enquadramento de recursos hídricos. Nas conclusões, são destacadas cinco recomendações consideradas chave para o processo de Enquadramento.

2.1 Introdução

No Brasil, poucos dados de monitoramento contínuo demonstram a melhora da qualidade das águas de rios (ANA, 2018). A distribuição espacial adequada e a continuidade das séries históricas são um desafio constante na operação de uma rede quali-quantitativa, dificultando o acompanhamento da saúde ambiental dos rios.

Em analogia aos exames clínicos, solicitados por um médico para aferir a saúde humana, os parâmetros de qualidade da água, como Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), potencial Hidrogeniônico (pH), entre outros, aferem a saúde de um corpo hídrico. Além do monitoramento básico, da mesma forma que os exames clínicos são atualizados com novos parâmetros no intuito de diagnosticar novas patologias humanas, o mesmo podemos considerar em relação aos ambientes aquáticos que vem sendo poluídos por pesticidas, produtos farmacêuticos, desreguladores ou moduladores endócrinos, plásticos e nanomateriais (FURLEY et al., 2018), que apontam desafios a serem enfrentados (FERNANDES, 2018).

^a Este capítulo serviu como base para publicação do artigo:

Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos – o Enquadramento – como ferramenta para reabilitação de rios.

Publicado na revista Saúde em Debate em uma edição especial sobre Saneamento e Saúde Ambiental (QUALIS CAPES B1).

Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1590/0103-11042019s303>

Licença *Creative Commons* Atribuição 4.0 Internacional.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2019a), considerando os quase cinco mil pontos de monitoramento qualitativo, cerca de 31% dos rios brasileiros não possuem boas condições de qualidade da água. Como tratar esses rios? É possível recuperá-los?

Entre os instrumentos de gestão instituídos pela Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), o Enquadramento de corpos hídricos em classes de usos preponderantes, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005), possibilita o estabelecimento de metas a serem alcançadas, ou mantidas.

Os parâmetros estabelecidos para as classes de Enquadramento são uma referência para o *checkup* da saúde dos rios, englobando os elementos que medem a qualidade da água a partir de um monitoramento contínuo.

Sabe-se que a água é precursora da vida e que sem ela em quantidade e qualidade não há bem-estar, resultando em um enorme comprometimento da saúde humana. Essa lógica levou a que, historicamente, os aglomerados humanos instalassem-se nas proximidades de rios, lagos e estuários.

No entanto, com o processo de urbanização, as características dos ambientes naturais foram fortemente alteradas, trazendo consequências indesejáveis, como: a redução da qualidade da água, a perda da capacidade de suporte da vida aquática, a redução da quantidade de água devido aos seus usos e a alterações na geomorfologia local (BAPTISTA; CARDOSO, 2016), além das indesejáveis doenças de veiculação hídrica.

Visando reverter esse histórico de degradação, a Organização das Nações Unidas (ONU), ao reconhecer o saneamento e o acesso à água como direito humano, propôs o Programa Objetivos do Desenvolvimento do Milênio (UN, 2015) que estabeleceu, entre outros, os Objetivo do Desenvolvimento Sustentável (ODS), dentre eles o ODS 6.6 relativo à proteção e restauração de ecossistemas relacionados com a água. Outro grande marco foi a declaração da assembleia geral da ONU, 1º de março de 2019, que estabeleceu o período de 2021 a 2030 como a década da restauração de ecossistemas.

No cenário local, o Comitê Piabanha (RIO DE JANEIRO, 2005, 2015), integrante do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (RIO DE JANEIRO, 1999), definiu como prioridade o Enquadramento do Rio Piabanha, situado na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro. É esperado que a metodologia aplicada nesse projeto seja a referência para o Enquadramento dos demais rios da região.

Nesse sentido, o objetivo deste capítulo é comparar em que medida o Enquadramento comporta-se como um processo de reabilitação da saúde dos rios. Busca-

se construir um referencial teórico e definir diretrizes metodológicas para projetos de Enquadramento de recursos hídricos.

2.2 Materiais e Métodos

Para o tópico Enquadramento de Recursos Hídricos, realizamos uma pesquisa bibliográfica sistemática que compreende o período de 2008 a 2019. O ano inicial é justificado pela publicação a Resolução nº 91/2008 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) que dispõe sobre critérios gerais para o Enquadramento de corpos hídricos (CNRH, 2008).

Para o levantamento de artigos científicos, foi utilizada a plataforma do Periódico Capes, constituída diversas bases de dados, incluindo as bases da Scopus, da *Web of Science*, da *Springerlink* e da *Scientific Electronic Library Online* (SciELO). Além dessas bases, também foram utilizadas as ferramentas de busca da 'Revista Brasileira de Recursos Hídricos' e da revista 'Saúde em Debate'.

Foram utilizados os seguintes termos de busca: “enquadramento recursos hídricos”, “enquadramento rios”, “enquadramento corpos d’água”, “efetivação metas enquadramento”, “*water use classifications goals*” e “*water use designation target*”.

As áreas do conhecimento consideradas foram: “*Water Quality, Environmental Sciences, Rivers, Water Resources, Public Health, Environmental Monitoring, Watersheds, Engineering/Environmental, River Basins, Water Pollution, Water Resources Management, Brazil*, Recursos Hídricos e Qualidade da Água”.

Para o tópico Doenças de Veiculação Hídrica, realizamos uma busca direcionada para a Região Hidrográfica IV (RH-IV), área de atuação do Comitê Piabanha. Foram utilizados os seguintes descritores: “doenças de veiculação hídrica na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro”, “esquistossomose mansônica no estado do Rio de Janeiro”, “esquistossomose mansônica na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro”, “esquistossomose mansônica no município de Sumidouro” e “esquistossomose Sumidouro”. Utilizamos a plataforma Periódico Capes e a base PubMed sem restrição ao período da busca.

Como critérios de seleção, foram utilizados: 1) Artigos revisados por pares; 2) Menção explícita dos termos de busca no título; 3) Referência explícita no resumo de experiências ou metodologias ou diretrizes para o Enquadramento; 4) Referência explícita

no resumo de doenças de veiculação hídrica com ocorrência nos municípios integrantes da RH-IV.

Para a temática Reabilitação de Rios, buscamos os documentos norteadores da *Society for Ecological Restoration* (SER), bem como os documentos temáticos produzidos no âmbito da ONU. Também são discutidas algumas experiências nacionais e internacionais. Assim, foram utilizados documentos publicados pela Agência Nacional de Águas e outros documentos encontrados em busca não sistematizada no Google Acadêmico.

Além da revisão bibliográfica, é apresentada uma série histórica de dados de qualidade da água em dois pontos do Rio Piabanha no período entre 2014 e 2018. Os dados apresentados são provenientes do monitoramento sistemático realizado pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e são utilizados neste trabalho apenas para evidenciar a deterioração do Rio Piabanha e justificar a necessidade de ações de reabilitação neste rio. O diagnóstico da qualidade da água é apresentado de forma mais detalhada no capítulo 3 desta tese.

2.2.1 Área de estudo

A RH-IV do Rio de Janeiro (Figura 2.1) representa uma área de 4.484 km² e compreende, na integralidade, os territórios dos municípios de Teresópolis, Areal, São José do Vale do Rio Preto, Sapucaia, Sumidouro e, parcialmente, os municípios de Petrópolis, Paty do Alferes, Paraíba do Sul, Três Rios e Carmo (CEIVAP, 2018).

A Bacia do Rio Piabanha, inclusa na RH-IV e localizada na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro, possui cerca de 2.050 km² de área (CEIVAP, 2018). As duas maiores cidade da região, Petrópolis e Teresópolis, ocupam as cabeceiras da bacia e dão origem ao Rio Piabanha e ao Rio Preto respectivamente.

O saneamento é um dos maiores problemas de saúde ambiental da região pois as cidades cresceram de maneira desordenada ao longo da hidrografia local. As cargas de DBO lançadas na bacia são apresentadas na Tabela 2.1 (SILVA JUNIOR et al., 2021). A RH-IV abriga uma população de aproximadamente 500 mil habitantes (CEIVAP, 2018) e possui uma economia diversificada com indústrias, comércio, serviços e agricultura, especialmente de hortaliças. O Rio Piabanha, com 80 km de extensão, drena os municípios de Petrópolis, Areal e Três Rios, sendo seus principais afluentes o Rio Preto

e o Rio Fagundes. O diagrama unifilar da bacia do Rio Piabanha apresentado na Figura 2.2.

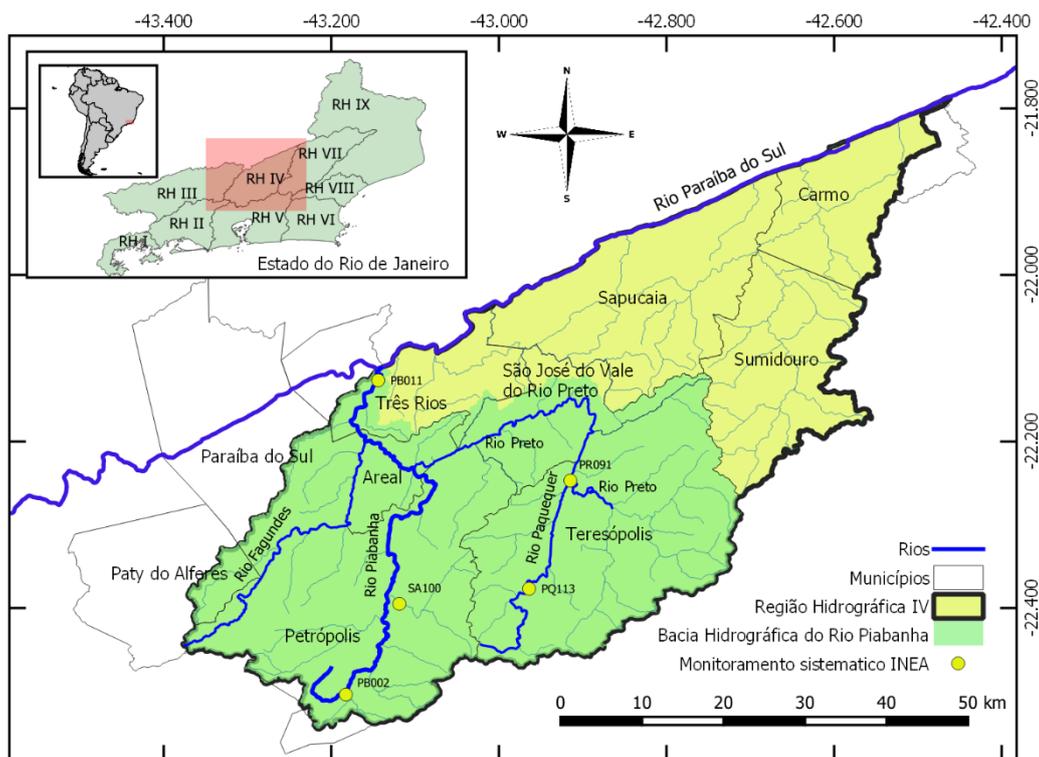


Figura 2.1 – Região Hidrográfica IV, hidrografia principal da bacia do Rio Piabanha e municípios inseridos na bacia. Este mapa foi gerado no software de código aberto QGIS versão 3.14.15 (<https://qgis.org/>).

Tabela 2.1: Informações da prestação de serviço de esgotamento sanitário.

Município	População Urbana	Prestador de serviços	Vazão Total	Carga Gerada	Carga Lançada	ETEs
	habitantes		l.s ⁻¹	kg DBO.d ⁻¹	kg DBO.d ⁻¹	Unid.
Areal	10.237	SAAE	15,5	552,8	510,6	0
Paraíba do Sul	36.920	PM	66,8	1.993,7	1.964,3	0
Paty do Alferes	18.823	PM	30,0	1.016,4	890,7	0
Petrópolis	283.160	Águas do Imperador	764,8	15.189,4	4.952,8	17
SJVRP	9.208	PM	9,9	497,2	437,9	0
Teresópolis	151.656	PM	284,7	7.854,2	6.305,3	0
Três Rios	76.418	SAAE	33,9	4.058,9	3.512,2	1
Total	369.815	-	814,2	19.801,1	8.976,3	18

Fonte: SILVA JUNIOR et al. (2021) tendo por base o Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas, da Agência Nacional de Águas (ANA, 2017). Obs. SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto; PM - Prefeitura Municipal.

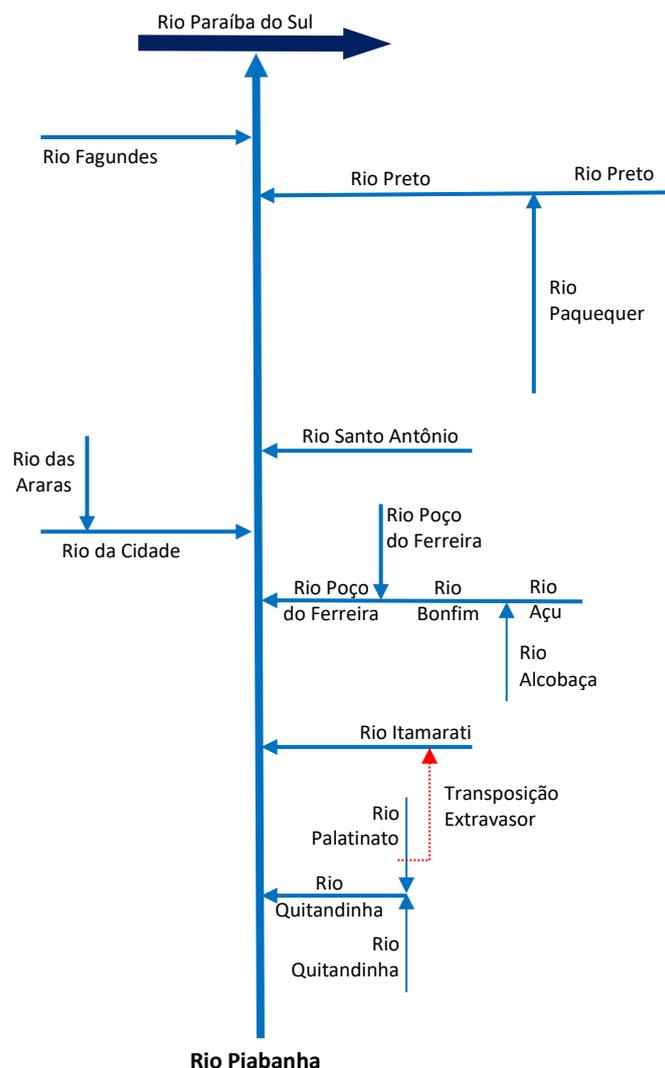


Figura 2.2: Diagrama unifilar da Bacia do Rio Piabanha.

O Comitê Piabanha é o responsável por promover a gestão dos recursos hídricos da RH-IV do Rio de Janeiro. Dentre as suas atribuições, destacam-se a aprovação e a implementação do Enquadramento de Recursos Hídricos nos termos da Lei Estadual nº 3.239/1999.

2.3 Resultados e Discussões

Na revisão bibliográfica sistemática foram encontrados 11 artigos revisados por pares (Tabela 2.2) com menção explícita dos termos da busca no título dos trabalhos e que serão abordados no decorrer das próximas seções.

Tabela 2.2: Resultados da revisão sistemática em periódicos.

Palavra-chave utilizada na busca	Resultados
Enquadramento recursos hídricos:	J. Lugon Junior, M.R. de C. Pinheiro, P.P.G.W. Rodrigues, Gerenciamento de recursos hídricos e enquadramento de corpos d'água, Bol. Do Obs. Ambient. Alberto Ribeiro Lamego. 2 (2008) 265–279. https://doi.org/10.5935/2177-4560.20080016 .
“enquadramento recursos hídricos”,	Z.B. Pessôa, Efetivação do enquadramento de corpos d'água para fins de consumo humano em regiões semiáridas: Avaliação conforme resolução CONAMA 357/2005 e portaria MS 2914/2011, Rev. Eletrônica Gestão e Tecnol. Ambient. 3 (2015) 4–6. https://doi.org/10.17565/gesta.v3i2.15103 .
“enquadramento rios”,	D.M. Ferreira, C.V.S. Fernandes, E. Kaviski, Curvas de permanência de qualidade da água como subsídio para o enquadramento de corpos d'água a partir de modelagem matemática em regime não permanente, RBRH. 21 (2016) 479–492. https://doi.org/10.1590/2318-0331.011615143 .
“enquadramento corpos d'água”,	C. Torres, Y. Medeiros, I. Freitas, Training watershed committee members to aid on the decision-making process for the execution program of the framework of water bodies, Rev. Bras. Recur. Hídricos. 21 (2016) 314–327. https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n2.p314-327 .
“efetivação metas enquadramento”,	A. Calmon, J. Souza, J. Reis, A. Mendonça, Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais, Rev. Bras. Recur. Hídricos. 21 (2016) 118–133. https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p118-133 .
“water use classifications goals” e “water use designation target”	V.A.A. de Souza, D.G. Pizella, O enquadramento das águas doces superficiais brasileiras em rios de domínio da união: desafios e perspectivas para a gestão da qualidade da água, Rev. Bras. Ciências Ambient. 56 (2020) 1–22. (Resumo de uma Dissertação de Mestrado) https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200707 .
Esquistossomose Sumidouro:	A. Maldonado, E. Loker, J. Morgan, L. Rey, R. Lanfredi. Description of the adult worms of a new Brazilian isolate of <i>Echinostoma paraensei</i> (Platyhelminthes: Digenea) from its natural vertebrate host <i>Nectomys squamipes</i> by light and scanning electron microscopy and molecular analysis, Parasitol. Res. 87 (2001) 840–848. https://doi.org/10.1007/s004360100451 .
“doenças de veiculação hídrica na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro”,	A. Maldonado Júnior, R. Coura, J. da S. Garcia, R.M. Lanfredi, L. Rey, Changes on <i>Schistosoma mansoni</i> (Digenea: Schistosomatidae) worm load in <i>Nectomys squamipes</i> (Rodentia: Sigmodontinae) concurrently infected with <i>Echinostoma paraensei</i> (Digenea: Echinostomatidae), Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 96 (2001) 193–198. https://doi.org/10.1590/S0074-02762001000900030 .
“esquistossomose mansônica no estado do Rio de Janeiro”,	P.S. D'Andrea, F.A. Fernandes, R. Cerqueira, L. Rey, Experimental evidence and ecological perspectives for the adaptation of <i>Schistosoma mansoni</i> Sambon, 1907 (Digenea: Schistosomatidae) to a wild host, the water-rat, <i>Nectomys squamipes</i> Brants, 1827 (Rodentia: Sigmodontinae), Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 97 (2002) 11–14. https://doi.org/10.1590/S0074-02762002000900003 .
“esquistossomose mansônica na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro”,	A.M. Júnior, B.K. Zeitone, L.A. Amado, I.F. Amado, J.R. Machado-Silva, R.M. Lanfredi, Biological variation between two Brazilian geographical isolates of <i>Echinostoma paraensei</i> , J. Helminthol. 79 (2005) 345–351. https://doi.org/10.1079/JOH2005293 .
“esquistossomose mansônica no município de Sumidouro” e “esquistossomose Sumidouro”	R. Gentile, S.F. Costa-Neto, M.M. Gonçalves, S.T. Bonecker, F.A. Fernandes, J.S. Garcia, M.G.M. Barreto, M.S. Soares, P.S. D'Andrea, J.M. Peralta, L. Rey, An ecological field study of the water-rat <i>Nectomys squamipes</i> as a wild reservoir indicator of <i>Schistosoma mansoni</i> transmission in an endemic area, Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 101 (2006) 111–117. https://doi.org/10.1590/S0074-02762006000900018 .

2.3.1 Qualidade da água do Rio Piabanha

A Bacia do Rio Piabanha conta com cinco pontos de monitoramento sistemático do INEA, sendo um no Rio Preto, um no Rio Paquequer, um no Rio Santo Antônio e dois pontos no Rio Piabanha - um em Petrópolis (PB002) e outro em Três Rios (PB011), respectivamente na cabeceira e na foz (Figura 2.1).

Os parâmetros de qualidade da água aferidos são DBO, Fósforo Total, Nitrato, OD, pH, Turbidez, Coliformes Termotolerantes, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) e Temperatura (Tabela 2.3 e Tabela 2.4). Com base nesses parâmetros, é possível calcular o Índice de Qualidade da Água do *National Sanitation Foundation* (IQA_{NSF}), oficialmente adotado pelo estado do Rio de Janeiro, com algumas modificações. Nas Tabela 2.3 e Tabela 2.4 os valores do IQA_{NSF-INEA} foram extraídos dos boletins de qualidade da água disponíveis no site do INEA.

No caso dos coliformes termotolerantes, quase todas as amostras da série histórica violam o padrão de 1000 NMP/100 ml estabelecido para classe 2 pela Resolução CONAMA nº 357/2005. As altas concentrações de coliformes evidenciam o lançamento de esgoto no Rio Piabanha, propiciando a presença de patógenos nessas águas.

A ausência e/ou ineficiência de coleta e tratamento de efluentes sanitários que, para os corpos hídricos, ensejam poluição; para a população, é a causa de inúmeras doenças de veiculação hídrica. Endemias como da esquistossomose no município de Sumidouro são bastante documentadas por artigos (COURA et al., 1982; D'ANDREA et al., 2002; GENTILE et al., 2006; GIOVANELLI et al., 2001; MALDONADO JÚNIOR et al., 2001a, 2001b, 2005) que abrangem pesquisas há mais de meio século, e, ainda recente, o problema persiste nas áreas rurais, como por exemplo no município de Carmo (THIENGO et al., 2004).

Outros autores relatam a ocorrência de patógenos, como *Cryptosporidium parvus*, em hortaliças em Teresópolis (FERREIRA; HORTA; PEREIRA, 2012; PEREIRA; FERREIRA; KOIFMAN, 2008). Casos de hepatite A, leptospirose, giardíase, entre outros, são comuns e podem apresentar-se em maior quantidade nos períodos de cheias, quando é comum o extravasamento das águas dos rios (ASSUMPÇÃO, 2015). No geral, a percepção dos autores que residem nessa região indica que a RH-IV apresenta um quadro epidemiológico com subnotificações de casos, visto que nem todo episódio de gastroenterite é registrado.

Tabela 2.3: Série histórica de 2014 a 2018 do monitoramento sistemático do INEA no Rio Piabanha após o centro urbano de Petrópolis, estação PB002.

Data	IQ _{ANSE} - INEA	Categoria qualidade	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (uT)	Coliformes* NMP/100mL	SDT (mg/L)	Temp. Água (°C)	Temp. Ar (°C)
08/01/2014	48,5	Ruim	4,2	0,22	0,88	4,8	6,9	4,8	33.000	78	17	18
12/03/2014	43,5	Ruim	5,0	0,32	5,23	4,2	7,1	3,8	79.000	135	20	20
26/05/2014	42,7	Ruim	7,2	0,76	5,64	4,6	6,9	4,4	33.000	101	18	20
22/07/2014	35,3	Ruim	7,2	0,98	6,86	3,2	7,5	4,1	92.000	111	15	12
28/10/2014	44,0	Ruim	7,2	0,27	4,84	6,0	7,0	6,0	1.600.000	129	17	13
16/06/2015	N/A	N/A	8,4	0,82	ND	3,0	7,2	8,0	120.000	109	12	15
21/09/2015	36,0	Ruim	6,0	0,89	0,06	1,4	7,6	3,1	19.000	140	18	18
17/11/2015	62,3	Média	2,0	0,31	3,69	7,2	7,4	22,8	3.400	100	25	25
02/02/2016	51,9	Média	9,0	0,24	1,91	5,8	7,0	2,3	14.000	63	20	19
21/03/2016	45,9	Ruim	4,4	0,39	0,92	4,4	6,9	3,8	56.000	95	20	21
22/09/2016	39,4	Ruim	8,0	0,45	0,25	3,8	7,1	8,3	20.000	140	15	3
14/02/2017	49,1	Ruim	5,0	0,29	0,93	5,6	7,1	3,0	24196	77	18	26
28/11/2017	55,8	Média	4,0	0,58	0,22	4,2	7,0	4,1	2.300	122	21	22
20/02/2018	51,0	Média	3,4	0,37	1,08	5,6	8,2	5,4	24.000	89	20	23
15/05/2018	N/A	N/A	4,6	0,51	ND	4,8	7,4	5,5	54.000	105	18	18
18/09/2018	N/A	N/A	6,0	0,39	ND	6,6	7,3	6,5	35.000	116	17	20
12/12/2018	50,8	Média	2,0	0,50	0,38	3,0	7,4	4,0	3.300	114	19	22
Média	46,9	N/A	5,5	0,49	2,35	4,6	7,2	5,9	130.129	107	18	19
Mediana	47,2	N/A	5,0	0,39	1,01	4,6	7,1	4,4	33.000	109	18	20
Desvio Padrão	7,5	N/A	2,1	0,24	2,38	1,5	0,3	4,7	380.200	22	3	5
Referência Classe 2	N/A	N/A	< 5	< 0,1	< 10	> 5	≥ 6 ≤ 9	< 100	< 1000	< 500	N/A	N/A
Violações (%)			47%	100%	0%	65%	0%	0%	100%	0%	N/A	N/A

*Coliformes termotolerantes.

N/A: Não Aplicável.

Os dados destacados em cinza referem-se a violações à classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005.

Fonte: Elaboração própria com dados disponibilizados pelo INEA.

O parâmetro OD na água está diretamente relacionado com a atividade biológica no rio e com a sua respectiva DBO, permitindo inferir os processos aeróbios e anaeróbios de biodegradação no rio. Em linhas gerais, baixos teores de OD estão majoritariamente relacionados com a poluição das águas por material orgânico e demais nutrientes, em especial, o esgoto sanitário (VON SPERLING, 2018).

Tabela 2.4: Série histórica de 2014 a 2018 do monitoramento sistemático do INEA próximo à foz do Rio Piabanha em Três Rios, estação PB011

Data	IQ _{ANSEF} -INEA	Categoria qualidade	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (uT)	Coliformes* NMP/100m L	SDT (mg/L)	Temp Água (°C)	Temp Ar (°C)
08/01/2014	66,3	Média	2,0	0,15	1,46	7,4	7,2	54,0	780	117	26	27
12/03/2014	67,8	Média	2,0	0,09	1,2	7,8	7,0	42,0	790	73	25	27
26/05/2014	68,3	Média	2,8	0,28	2,88	9,0	7,0	12,0	790	63	18	20
22/07/2014	72,0	Boa	2,0	0,40	2,75	8,6	7,5	11,0	230	79	16	14
28/10/2014	54,6	Média	5,8	0,25	1,27	8,0	7,1	70,0	5.400	75	20	21
16/06/2015	N/A	N/A	2,0	0,20	ND	8,4	7,2	11,0	3.300	78	19	16
21/09/2015	N/A	N/A	2,0	0,18	3,12	ND	7,5	7,9	600	53	23	28
17/11/2015	31,7	Ruim	12,0	0,86	0,17	1,6	7,0	5,3	49.000	114	21	19
02/02/2016	61,0	Média	2,2	0,15	1,53	8,2	7,1	32,5	4.900	64	23	25
21/03/2016	49,3	Ruim	2,0	0,50	1,36	8,0	6,9	145,0	4.900	91	24	22
22/09/2016	66,3	Média	2,0	0,23	4,12	8,2	7,2	14,2	1.300	112	21	23
14/02/2017	70,8	Boa	2,0	0,15	1,21	7,8	6,9	14,6	556	58	24	27
28/11/2017	68,9	Média	2,0	0,21	0,93	8,0	7,5	29,5	790	64	22	22
20/02/2018	49,0	Ruim	2,0	0,16	0,78	5,6	8,1	11,9	92.000	81	21	22
15/05/2018	N/A	N/A	2,0	0,13	ND	8,4	7,4	16,7	780	70	20	23
18/09/2018	N/A	N/A	3,0	0,28	ND	8,6	7,5	96,7	2.300	72	20	22
12/12/2018	67,2	Média	2,0	0,24	1,58	7,4	7,5	19,5	930	52	23	26
Média	61,0	N/A	2,9	0,26	1,74	7,6	7,3	34,9	9.962	77	22	23
Mediana	66,3	N/A	2,0	0,21	1,41	8,0	7,2	16,7	930	73	21	22
Desvio Padrão	11,7	N/A	2,5	0,18	1,07	1,8	0,3	37,8	24.080	20	3	4
Referência Classe 2	N/A	N/A	< 5	< 0,1	< 10	> 5	≥6 ≤9	< 100	< 1000	< 500	N/A	N/A
Violações (%)			12%	100%	0%	6%	0%	0%	47%	0%	N/A	N/A

*Coliformes termotolerantes.

N/A: Não Aplicável.

Os dados destacados em cinza referem-se a violações à classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005.

Fonte: Elaboração própria com dados disponibilizados pelo INEA.

No ponto de monitoramento em Petrópolis (Tabela 2.3), pode-se constatar que a maior parte dos valores de OD encontram-se abaixo do Valor Mínimo Permitido (VMP) para a classe 2; do mesmo modo, o parâmetro DBO também apresenta violações. As datas que apresentam valores de OD superiores a 5 mg/L, em sua maioria, estão associadas a períodos chuvosos, quando o efeito de diluição eleva os teores de OD. Infelizmente, os dados quantitativos, ou seja, a medição de vazão não é realizada simultaneamente à tomada de amostras para análises laboratoriais de qualidade da água, o que permitiria a quantificação das cargas poluidoras.

O $IQ_{\text{NSF-INEA}}$ oscila entre as categorias média e ruim (Tabela 2.3), sendo a categoria ruim a mais frequente. Destaca-se que quando um único parâmetro que compõe o $IQ_{\text{NSF-INEA}}$ não está disponível, torna-se inviável o cálculo do índice, justificando assim a quebra na sequência histórica.

Próximo à foz do Rio Piabanha, no município de Três Rios (Tabela 2.4), constata-se uma melhora da qualidade da água. Nesse ponto, praticamente todas as análises para o parâmetro OD foram acima de 5 mg/L, ou seja, dentro do padrão para a classe 2. O parâmetro DBO apresentou apenas duas violações para o ponto. Como reflexo dessa melhora na qualidade, o $IQ_{\text{NSF-INEA}}$ (Tabela 2.4) também oscilou entre as categorias média e ruim, porém com valores limiares à categoria boa.

A melhora da qualidade da água na região próxima à foz deve-se à capacidade de autodepuração do Rio Piabanha, que passa por regiões encachoeiradas, o que permite altas taxas de aeração natural da água. Além da diluição conferida pela sua confluência com o Rio Fagundes e com o Rio Preto, onde, em campo, visualmente já é possível perceber o efeito diluidor.

Os demais parâmetros monitorados encontram-se abaixo do valor máximo permitido para a classe.

Tomando por base o $IQ_{\text{NSF-INEA}}$ apresentado, pode-se constatar que o Rio Piabanha é altamente impactado por pressões antrópicas, desde o lançamento de efluentes e/ou a prática desregrada da agricultura até a ocupação irregular de suas margens. Nesse aspecto, é imprescindível a restauração/reabilitação dos trechos degradados e a manutenção e proteção dos trechos menos impactados.

Para viabilizar a melhoria da qualidade do Rio Piabanha, é necessário considerar os instrumentos necessários, sejam eles conceituais na ciência da restauração ecológica ou legais, no caso do Enquadramento de Corpos Hídricos.

2.3.2 Restauração Ecológica

A restauração ecológica é definida pela Sociedade para Restauração Ecológica (*Society for Ecological Restoration - SER*) (MCDONALD et al., 2016; SER, 2004) como o processo de auxiliar na recuperação de um ecossistema que tenha sido degradado, danificado ou destruído. Essa definição é resultado de uma ampla análise dos mais citados trabalhos científicos, discutidos pelo relatório *Primer* (SER, 2004).

Trata-se de uma atividade intencional e planejada destinada à restauração de qualquer tipo de ecossistema degradado para sua trajetória histórica, não para sua condição histórica (SER, 2004). Significando que o ecossistema restaurado não necessariamente recuperará seu estado anterior, uma vez que restrições e condições contemporâneas podem fazer com que ele se desenvolva ao longo de uma trajetória alterada (MCDONALD et al., 2016). A atividade de restauração colocará o ecossistema em uma trajetória de recuperação em que este possa persistir, e que suas espécies possam adaptar-se e evoluir.

A primeira etapa do planejamento e concepção do projeto de restauração é a identificação de um ecossistema de referência, que pode ser definido como um modelo característico de ecossistema que representa a meta do projeto de restauração (MCDONALD et al., 2016). Essa referência é sintetizada com informações do passado e do presente, e antecipa as condições futuras da restauração, reforçando a importância do monitoramento. Projetos que buscam reinstalar alguma forma de funcionalidade sem buscar a recuperação de uma proporção substancial da biota nativa encontrada em um ecossistema de referência devem ser descritos como projetos de reabilitação (MCDONALD et al., 2016).

O documento de referência elaborado pela SER (MCDONALD et al., 2016) dedica sua terceira seção à recomendação de práticas para planejar, implementar, monitorar e manter projetos de restauração ecológica. As principais recomendações são sumarizadas na sequência.

Durante a fase de planejamento e projeto, devem ser observadas oito ações genéricas que devem ser adaptadas na medida das especificidades de cada projeto. São elas (MCDONALD et al., 2016):

1. Engajamento das partes interessadas: quanto maior o engajamento e a construção da percepção de pertencimento, maior o potencial de sucesso do projeto. É fundamental a participação de autoridades políticas, órgãos ambientais, população, indústrias e outros.
2. Análise do contexto externo: deve ser analisada a região de entorno do projeto, sua interação com a paisagem e com o meio aquático, de forma a mitigar ou gerenciar ameaças e, principalmente, permitir conectividade e fluxo gênico.
3. Inventário de base do ecossistema: consiste em um diagnóstico detalhado do estado atual do ecossistema a ser recuperado. Identifica as causas da degradação.
4. Definição de um ecossistema de referência: descreve um ecossistema nativo e local como referência de qualidade a ser alcançada pelo projeto de restauração.
5. Identificação de objetivos e metas: o projeto deve identificar claramente seus propósitos.
6. Indicação das ações de restauração: descreve explicitamente as ações que devem ser executadas, como, quando, por quem, em qual ordem e prioridade.
7. Garantia dos direitos de propriedade: antes de investir em ações de restauração, devem ser verificados os direitos de propriedade do local de forma a garantir o acesso para manutenção e a continuidade a longo prazo da restauração.
8. Análise logística: devem ser avaliados os recursos necessários para o projeto, humanos e financeiros. Deve-se construir um cronograma detalhado e identificar as autorizações e licenças necessárias aplicáveis ao projeto.

Durante a fase de implementação, os projetos de restauração devem ser gerenciados de forma que seis questões padrão sejam observadas. São elas (MCDONALD et al., 2016):

1. Nenhum dano adicional: os trabalhos de restauração devem ser conduzidos de forma a não impactarem negativamente em quaisquer recursos naturais ou elementos da paisagem ou recursos hídricos.
2. Acompanhamento qualificado: execução das ações de forma responsável, efetiva e eficiente por pessoas adequadamente qualificadas e experientes ou sob a supervisão destas.
3. Suporte aos processos naturais: todas as intervenções devem ter foco em potencializar os processos naturais de recuperação.

4. Gerenciamento adaptativo: adotar mudanças corretivas, formalmente documentadas, para adaptar-se às respostas inesperadas do ecossistema em tempo hábil.
5. Conformidade legal: exercer total conformidade com a legislação trabalhista, de saúde e segurança, e com toda a legislação, inclusive a relativa ao solo, ar, água, patrimônio, espécies e conservação do ecossistema.
6. Comunicação: é fator-chave à todas as partes interessadas.

Uma vez que destacamos o estado da arte em termos da restauração ecológica preconizada pela SER, vamos enfatizar um pouco mais os ambientes fluviais.

Visando manter o preciosismo etimológico da palavra “restauração” e seguindo a recomendação da SER, adotamos, neste trabalho, o uso da palavra “reabilitação” para descrever todos os esforços envidados para reinstalar alguma forma de funcionalidade do ecossistema sem a pretensão de recuperar uma proporção significativa da biota nativa encontrada em um ecossistema de referência.

2.3.3 Reabilitação de rios

A Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) lançou, em 2016, o livro “Restauração de Rios: uma abordagem estratégica para planejamento e gerenciamento” (SPEED et al., 2016).

Nessa referência internacional, o termo “restauração de rios” é usado para se referir a qualquer intervenção para melhorar a função do ecossistema, a saúde do rio e os serviços ecossistêmicos relacionados. Essas intervenções incluem medidas que visam alcançar um estado que difere da condição natural original do rio. Os sistemas fluviais restaurados não refletem necessariamente a função ou a estrutura do sistema original, mas evidenciam funções ou estruturas melhoradas em comparação ao sistema degradado.

No referido trabalho, são elencadas oito regras *Golden Rules* com base na experiência internacional de restauração/reabilitação de rios. São elas (SPEED et al., 2016):

1. Trabalhar com recorte geográfico da bacia hidrográfica: entender as condições físicas, químicas e os processos biológicos que afetam a saúde dos rios para então compreender as causas do seu declínio, e identificar as possíveis medidas de restauração.
2. Integrar-se a atividades mais amplas: reconhecer, incorporar e envolver todos os planos, programas e projetos existentes que afetam o rio.
3. Trabalhar na escala apropriada: ações de planejamento, implementação e monitoramento são necessárias em escala regional, com a reunião de diversos trabalhos em escala local.
4. Definir metas claras, alcançáveis e mensuráveis: as metas devem ser especificadas em termos de mudanças mensuráveis na função do ecossistema, na provisão de serviços ecossistêmicos e, quando possível, em fatores socioeconômicos.
5. Construir resiliência para futuras mudanças: considerar mudanças prováveis na paisagem ao longo do tempo, incluindo o clima, uso da terra, hidrologia, cargas de poluentes, canal do rio e vegetação ripária.
6. Garantir a sustentabilidade dos resultados da restauração: as estratégias de restauração devem ser planejadas, implementadas e gerenciadas com o objetivo de alcançar resultados que sejam sustentáveis.
7. Envolver todas as partes interessadas relevantes: é provável que se alcance melhores resultados com uma abordagem integrada, incluindo as questões da terra e da água, e envolvendo a colaboração interinstitucional e comunitária.
8. Monitorar, avaliar e comunicar evidências de resultados da restauração: monitorar os objetivos definidos e mensuráveis é fundamental como meio de orientar o gerenciamento adaptativo.

Speed et al. (SPEED et al., 2016) descrevem 13 categorias de intervenções para revitalização de rios, conforme a Figura 2.3.



Figura 2.3 - Categorias de intervenções para reabilitação de rios
Fonte: Adaptado de SPEED et al. (2016).

2.3.4 Enquadramento dos corpos de água brasileiros

O Enquadramento dos corpos hídricos, segundo os usos preponderantes da água, da mesma forma que o Plano de Recursos Hídricos, é um instrumento de planejamento previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos e nas demais Políticas Estaduais de Recursos Hídricos. De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2013):

“O Enquadramento dos corpos de água representa o estabelecimento da meta de qualidade da água a ser alcançada, ou mantida, em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos pretendidos, segundo a Resolução do CONAMA nº 357/2005.

O objetivo desse instrumento é assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, bem como diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

Para estabelecer um objetivo de qualidade da água é preciso: avaliar a condição atual do rio, ou seja, 'o rio que temos'; discutir, com a população da bacia, a condição de qualidade desejada para aquele rio, 'o rio que queremos'; e, por fim, discutir e pactuar a meta com os diferentes atores da bacia hidrográfica, 'o rio que podemos ter', levando em conta as limitações técnicas e econômicas para seu alcance (ANA, 2013)⁽³⁹⁾.”

O Enquadramento está relacionado com outros instrumentos da gestão de recursos hídricos, tais como: a outorga de recursos hídricos e a sua respectiva cobrança pelo uso, bem como o licenciamento ambiental, que, apesar deste último não ser um instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos, deve observar as classes de Enquadramento no licenciamento de atividades que captam ou lançam efluentes em rios enquadrados (ANA, 2013).

A ausência da definição efetiva de um Enquadramento pode acarretar prejuízos à sociedade por não garantir o alcance dos objetivos aos quais o instrumento se destina.

A proposta de Enquadramento é uma atividade de ordem técnica, devendo ser realizada pelas agências de água e discutida no Comitê de Bacia, que, por sua vez, deverá submetê-la à aprovação do respectivo Conselho de Recursos Hídricos (ANA, 2013). Um breve histórico sobre o processo de Enquadramento está descrito em ANA (ANA, 2013).

“O primeiro sistema de classificação de corpos de água do Brasil foi proposto em São Paulo, em 1955, por meio do Decreto Estadual nº 24.806. Na esfera federal, a primeira iniciativa de classificação aconteceu em 1976, na qual o Ministério do Interior, por meio da Portaria nº 3, classificou as águas doces, conforme os usos preponderantes a que as águas se destinavam. Dez anos mais

tarde, essa Portaria foi substituída pela Resolução Conama nº 20, que estabeleceu uma nova classificação para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, distribuídas em nove classes, segundo os usos preponderantes a que as águas se destinavam.

Em 1997, com a promulgação da Lei nº 9.433, o instrumento foi incorporado à Política Nacional de Recursos Hídricos. Vale ressaltar que o Enquadramento, também, é referência para o Sistema Nacional de Meio Ambiente, pois representa, entre outros, padrões de qualidade da água para as ações de licenciamento e de monitoramento ambiental.

Em 2005, publica-se a Resolução CONAMA nº 357, em substituição à Resolução nº 20, que rege o Enquadramento dos corpos de água, juntamente com a Resolução CONAMA nº 396/2008 que trata do Enquadramento de águas subterrâneas.

Por fim, o CNRH aprova a Resolução nº 91/2008 que dispõe sobre procedimentos gerais para Enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos (ANA, 2013)⁽⁴⁴⁾.”

No estado do Rio de Janeiro, à exceção do Comitê Guandu, os demais Comitês Estaduais ainda não propuseram o Enquadramento dos rios de domínio estadual, portanto, estes são considerados classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente, conforme o art. 42 da Resolução CONAMA nº 357.

Os trechos do Rio Paraíba do Sul, de domínio federal, foram enquadrados por meio da Portaria GM/086, de 04 de junho de 1981, e se encontram entre as classes 1 e 2. Contudo, estes Enquadramentos não são mais considerados válidos por serem anteriores à Resolução CONAMA nº 357 (ANA, 2020a).

A Resolução do CNRH nº 91/2008 (CNRH, 2008) divide a atividade de Enquadramento em cinco etapas bases (Figura 2.4): diagnóstico, prognóstico e elaboração de alternativas de Enquadramento, deliberação do Comitê e efetivação do programa de Enquadramento. As primeiras três etapas podem ser consideradas de caráter técnico, mas devem ser conduzidas em estreita relação com o Comitê de Bacia, de forma a realizar consultas públicas, traçar cenários e definir ações.

As duas últimas ações possuem caráter mais político/decisório e devem ser conduzidas pelo Comitê de Bacia juntamente com sua Agência Técnica.

A etapa de diagnóstico diz respeito ao estado atual da bacia, é um retrato momentâneo que deve contar com dados primários e secundários. Nesse aspecto, cabe destacar que há uma prática amplamente difundida de realizarem-se diagnósticos apenas com dados secundários, porém, no caso específico do Enquadramento, deve haver, sim,

a coleta de dados primários, pois não há como enquadrar trechos de rios em que a qualidade da água seja desconhecida. O diagnóstico deve, minimamente, compreender (ANA, 2013):

1. Identificação dos usos preponderantes na bacia: pode realizada por meio de consultas a diversas bases de dados, especialmente o cadastro de usuários de recursos hídricos da região, também podem ser consultados o Comitê de Bacia, a EMATER para usos agrícolas, a FIRJAN para usos industriais, ao INEA para empreendimentos licenciados etc.
2. Identificação das fontes de poluição: pode utilizar as mesmas fontes para identificação dos usos preponderantes. Além disso, são fortemente recomendáveis trabalhos de campo para constatar se as bases de dados são condizentes com a realidade de campo.
3. Diagnóstico da qualidade da água: pode ser realizado a partir de dados do monitoramento sistemático realizado pelo órgão gestor ambiental, caso haja estações na região de estudo. Trabalhos acadêmicos também são uma valiosa fonte de dados. Por outro lado, é extremamente importante a condução de campanhas de campo para coleta de dados atualizados nos locais de interesse.
4. Identificação de áreas com regulação específica: este é o caso de unidades de conservação, distritos industriais, áreas indígenas e quilombolas etc. Tais informações devem ser levantadas em uma detalhada pesquisa local.
5. Articulação com outros instrumentos: o Enquadramento deve conhecer e estar articulado com os demais planos e programas, tais como: Plano Municipal Diretor, Zoneamento Ecológico Econômico, Plano de Recursos Hídricos, Plano de Saneamento etc.

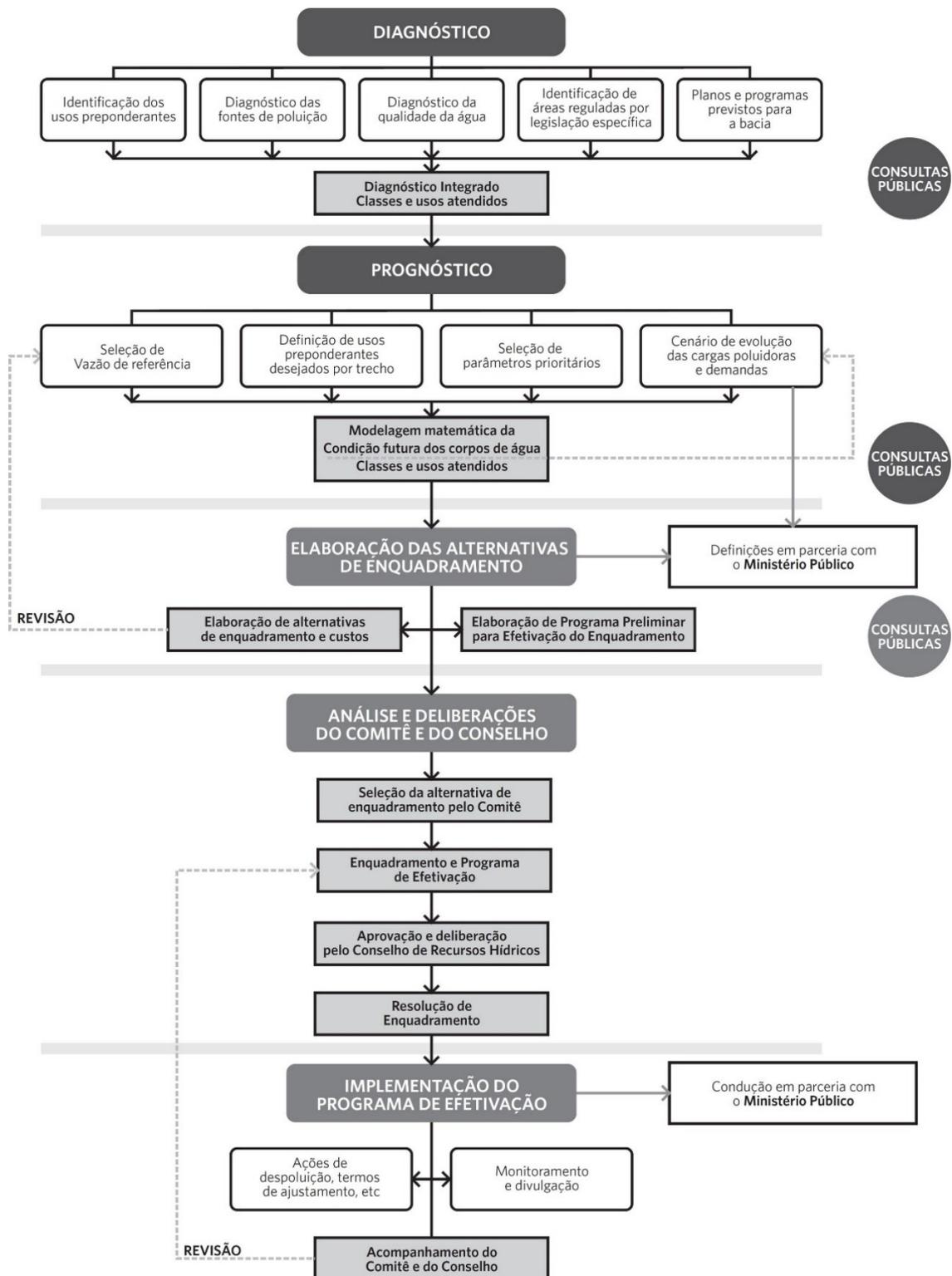


Figura 2.4 - Fluxograma das etapas para se implantar o Enquadramento de corpos de água superficiais tendo por base a Resolução do CNRH nº 91/2008. Fonte: Adaptado ANA, (2013).

O prognóstico, segunda etapa, diz respeito à projeção de possíveis trajetórias da bacia hidrográfica em um horizonte de tempo considerado. Suas atividades devem, minimamente, compreender (ANA, 2013):

1. Vazão de referência: seleção de uma vazão de referência para ser utilizada nas simulações, geralmente adotadas a Q_{95} ou a $Q_{7,10}$.
2. Usos preponderantes: definição por trechos em estreita articulação com o Comitê de Bacia, que tem por excelência a representação dos segmentos impactados nessa decisão.
3. Parâmetros de monitoramento: seleção dos parâmetros prioritários para serem monitorados e modelados em cenários futuros. Há um consenso (ANA, 2020a) que não é possível conduzir um Enquadramento tendo por base todos os parâmetros da CONAMA nº 357/2005. Decorre disso expressa importância de verificar os parâmetros efetivamente monitorados pelo órgão ambiental e, na medida do possível, realizar consultas a processos de Enquadramento já realizados. Para uma maior segurança no processo, recomenda-se uma consulta ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos, que em última instância, é responsável por validar o processo de Enquadramento.
4. Carga poluidora: definição dos cenários de evolução da carga poluidora. Nesse ponto deve ser considerado tanto o aumento das cargas que podem ser decorrentes do aumento populacional, ao crescimento econômico etc., quanto o decréscimo de carga devido a investimentos no tratamento e redução delas.

A elaboração das alternativas de Enquadramento, terceira etapa, é feita tendo por base os cenários modelados no prognóstico. Essencialmente, esta etapa deve conter as principais ações a serem realizadas para alcance de cenário adotado, bem como as estimativas de custos associados a um programa de efetivação do Enquadramento.

A análise e a deliberação do Comitê, bem como a validação por parte do Conselho de Recursos Hídricos, são atividades de ordem mais política que envolvem o consenso dos segmentos representados no Comitê de Bacia e demais atores políticos locais, haja vista que é necessário um programa de investimentos e ações por diversos agentes, como prefeituras, agências de saneamento, órgãos ambientais etc.

A última e mais complexa etapa é a efetivação do programa de Enquadramento. É a atividade mais desafiadora por compreender as ações propriamente ditas, obras, reflorestamentos, construção de redes de esgoto e estações de tratamento, desapropriações em áreas de risco etc.

Com base nessa breve exposição das etapas do Enquadramento, pode-se constatar que a efetiva implementação de um programa de Enquadramento é, em última instância,

um projeto de reabilitação de rios ou, em segunda instância, um instrumento mantenedor da qualidade existente.

Apesar do grande arcabouço normativo e institucional para o Enquadramento de recursos hídricos, do ponto de vista prático da gestão observa-se pouca aplicação deste instrumento. Além disso, do ponto de vista acadêmico ainda há uma lacuna no conhecimento no sentido de metodologias e aplicações que conduzam à efetivação do Enquadramento, conforme apontado pela literatura (FERNANDES et al., 2015; MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019; SILVA, 2018).

As bacias federais brasileiras não possuem enquadramento vigente válido, sendo os principais problemas identificados para tanto, segundo SOUZA; PIZELLA (2020): carência de dados fluviométricos, distribuição de pontos de monitoramento da qualidade hídrica nas bacias de tal forma que dificultam as análises, diversidade de legislações aplicáveis ao enquadramento nos estados em que se encontram, poluição hídrica, e falta de articulação institucional entre os órgãos de gestão hídrica, os estados e os municípios.

Dentre as dificuldades de articulação, Torres et al. (TORRES; MEDEIROS; FREITAS, 2016) apontam a ausência de informação, de transparência e o desconhecimento do objeto da decisão dentre as partes interessadas. Nesse contexto, a utilização de ferramentas tecnológicas pode auxiliar membros de comitês de bacia hidrográfica na tomada de decisão sobre o conjunto de ações para efetivação do enquadramento dos corpos d'água. Para tanto os autores indicam as potencialidades do método de análise multicritério *Analytic Hierarchy Process* (AHP).

No aspecto técnico, Calmon et al. (CALMON et al., 2016) sugerem que a visão não determinística oferecida pelas curvas de permanência de qualidade da água facilitaria o processo de tomada de decisão acerca do estabelecimento de metas progressivas para a efetivação do enquadramento. Essa abordagem pode ser integrada à modelagem matemática da qualidade da água por meio de modelos que considerem diferentes condições de regime de escoamento (FERREIRA; FERNANDES; KAVISKI, 2016). Além das questões de ordem institucional e técnica, é importante destacar que o processo de Enquadramento é conduzido tendo por base os parâmetros e limites estabelecidos na CONAMA 357/2005, que, se analisados criticamente frente a outros atos normativos, podem indicar a necessidade da sua atualização (PESSÔA, 2015).

2.4 Conclusões

Os dados de monitoramento sintetizados pelo IQA_{NSF-INEA} permitem constatar que o Rio Piabanha é altamente impactado, e caso não sejam realizadas intervenções estruturais na bacia, há uma tendência crescente de degradação da qualidade da água, e, conseqüentemente, pode-se esperar um aumento de doenças de veiculação hídrica.

Além dos parâmetros considerados no IQA_{NSF-INEA}, é necessária uma constante reavaliação de parâmetros utilizados, sob pena dos parâmetros vigentes apresentarem perda de realismo ecológico e de proteção à saúde pública. Pode-se incluir parâmetros ecotoxicológicos como, por exemplo: a genotoxicidade, citotoxicidade, desregulação endócrina, neurotoxicidade, etc (FERNANDES, 2018; FURLEY et al., 2018). Alguns destes, já com limites estabelecidos na CONAMA 430/2011. É importante que as propostas de diagnósticos possam ter um certo grau de liberdade para propor parâmetros alternativos de forma que sua avaliação traga respostas que corroborem com os objetivos do diagnóstico.

Pode-se inferir que a efetivação de um programa de Enquadramento pode melhorar a qualidade da água de um rio e, neste aspecto, assemelha-se a um projeto de reabilitação de rios.

Alguns conceitos aplicados à restauração ecológica e descritos neste trabalho são altamente recomendáveis de serem aplicados em projetos de Enquadramento, a saber: engajamento das partes interessadas; especificações claras de objetivos e metas; explicitação das ações de reabilitação; garantia dos direitos de propriedade nas áreas de intervenção; análise logística; nenhum dano adicional causado pelas etapas do projeto; acompanhamento qualificado; suporte aos processos naturais; gerenciamento adaptativo; conformidade legal e comunicação.

Além das etapas relacionadas na Resolução do CNRH nº 91/2008, que dispõe sobre o Enquadramento, podemos destacar cinco diretrizes que consideramos chave para o sucesso do Enquadramento. São elas:

- 1) O conhecimento das características de quantidade e qualidade da água são fundamentais para gestão de recursos hídricos, por isso é recomendável que os Comitês de Bacia Hidrográficas definam, em parceria com suas agências técnicas e com o órgão estadual gestor de recursos hídricos, os pontos de monitoramento sistemático e sua periodicidade. Em última instância,

recomenda-se que o custo referente ao monitoramento seja incorporado e absorvido pela cobrança pelo uso da água.

- 2) Os Comitês de Bacia Hidrográfica possuem legalmente o dever de propor o Enquadramento e suas metas de curto, médio e longo prazo; por outro lado, a mesma legislação que confere este dever não confere aos Comitês mecanismos coercitivos e de fiscalização para sua efetivação. Tendo em vista a complexidade do Enquadramento e da diversidade de instituições intervenientes envolvidas na sua efetivação, recomenda-se que esse processo seja conduzido em parceria com o Ministério Público para que, de fato, seja pactuado um compromisso com as metas do projeto.
- 3) Os Planos Plurianuais de Investimento dos Comitês devem fazer refletir em seu orçamento as metas do Enquadramento. Isso significa fazer o plano de investimentos de forma a evitar a “pulverização de recursos” em diversos e importantes projetos, mas que efetivamente não retornam incrementos qualitativos diretos.
- 4) O engajamento das partes interessadas é fator fundamental para o sucesso de qualquer projeto; dessa forma, a comunicação social é imprescindível. Recomenda-se a elaboração de informativos, com elevada qualidade visual, para veiculação nas diferentes categorias de mídia.
- 5) O conhecimento regional e a articulação institucional são fatores estratégicos para o sucesso do projeto de Enquadramento. Recomenda-se a criação, em parceria com o Ministério Público, de um grupo de trabalho composto estritamente por especialistas técnicos que represente as instituições envolvidas no projeto. É desejável que esse grupo seja altamente qualificado e composto por um reduzido número de técnicos, idealmente um representante de cada instituição, idealmente incluindo administradores, economistas, empresários, etc.

De forma a complementar as diretrizes, a experiência de participação dos autores no Comitê Piabonha permite destacar projetos altamente recomendáveis de serem retomados/ampliados, como, por exemplo, o Parque Fluvial Piabonha e o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Outra iniciativa de elevado êxito é a Delimitação da Faixa Marginal de Proteção (FMP) Contínua do Rio Piabonha que, entretanto, carece de um programa específico de recomposição florestal, em associação

com outras ações já discutidas pelo Comitê, como placas informativas e implantação de limites físicos da FMP.

Por fim, entende-se que o sucesso do processo de Enquadramento e suas metas dependem da universalização do saneamento na bacia.

CAPÍTULO III

Avaliação da qualidade da água do Rio Piabanha com base em estatísticas multivariadas e índice de qualidade da água^b

Neste capítulo é realizado um diagnóstico atualizado da qualidade da água na bacia do Rio Piabanha. Para isso, cinquenta e quatro amostras de água foram coletadas entre julho e dezembro de 2019, em nove estações de monitoramento, e quinze parâmetros foram determinados. Além disso, quarenta anos de monitoramento foram analisados, incluindo dados governamentais e projetos de pesquisa anteriores. O Índice de Qualidade da Água (IQ_{ANSP-INEA}) foi calculado usando dois conjuntos de dados e mostrou uma melhoria na qualidade geral da água, apesar de ainda apresentar violações sistemáticas aos padrões brasileiros. A análise de componentes principais (ACP) evidenciou os parâmetros que mais contribuíram para a qualidade da água e permitiu a sua associação com as principais fontes de poluição identificadas. A ACP mostrou que o lançamento de esgoto ainda é a principal fonte de poluição. A análise de cluster (AC) possibilitou recomendar a otimização da rede de monitoramento.

3.1 Introdução

Os sistemas aquáticos têm sido significativamente afetados pelas atividades humanas que causam a deterioração da qualidade da água, diminuindo a sua disponibilidade e reduzindo a capacidade de suporte da vida aquática (HARDING et al., 2019; MARTIN; JOEL, 2012; WANG; LIU; LU, 2012; ZHANG; WU; GU, 2015). A deterioração da qualidade da água ainda persiste mesmo nos países desenvolvidos, sendo um dos grande problema nos países em desenvolvimento, nos quais uma quantidade

^b Este capítulo serviu como base para publicação do artigo:
Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest.
Publicado na revista *Scientific Reports* (JCR 4.576).
Disponível em:
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-78563-0>
<https://www.nature.com/articles/s41598-020-78563-0>.
Licença *Creative Commons* Atribuição 4.0 Internacional.

substancial de esgoto é descarregada diretamente nos rios (JOHN et al., 2014; MISHRA et al., 2017; UN, 2018; XU et al., 2019). Além disso, segundo a UNEP (2016) a poluição da água piorou desde a década de 1990 na maioria dos rios da América Latina.

A preocupação global com a disponibilidade de água e sua qualidade vem crescendo e estima-se que a demanda por água aumentará entre 20 % e 30% até 2050 (WADA et al., 2016; WWAP, 2019). Além disso, variações espaciais e temporais no ciclo hidrológico e suas incertezas relacionadas às mudanças climáticas podem piorar esse cenário (FAN; SHIBATA, 2015; JAEGER et al., 2019; LI et al., 2019a; PASTOR et al., 2019; PUTRO et al., 2016).

O monitoramento da qualidade da água para avaliar suas variações espaciais e temporais é essencial para a gestão de recursos hídricos e controle da poluição (MELO et al., 2020). Por outro lado, programas de monitoramento geram grandes conjuntos de dados que requerem técnicas de interpretação (DIXON; CHISWELL, 1996). Há uma série de métodos (CHEN; JANG; CHOU, 2019; DENG; WANG, 2017; DIXON; CHISWELL, 1996; JI; DAHLGREN; ZHANG, 2016; MLADENOVIC-RANISAVLJEVIC; TAKIC; NIKOLIC, 2018; RAKOTONDRABE et al., 2018; SINGH et al., 2019; WANG et al., 2016) para avaliação da qualidade da água. Entre eles, os mais utilizados são os Índices de Qualidade da Água (IQA) que transformam um conjunto complexo de dados em um único valor indicativo da qualidade da água (BROWN et al., 1970; HORTON, 1965) e refletem sua adequação para diferentes usos (WU et al., 2017). A estatística multivariada é uma outra abordagem amplamente utilizada (DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018; SINGH et al., 2004), principalmente com análise de componentes principais (ACP) e análise de cluster (AC), ajudando a obter uma melhor compreensão da dinâmica espacial e temporal da qualidade da água.

A comparação de sete métodos para avaliar a qualidade da água indicou o IQA como um dos melhores (JI; DAHLGREN; ZHANG, 2016). A avaliação do Lago Poyang (WU et al., 2017), na China, e do Alto Rio Selenga (MALSY; FLÖRKE; BORCHARDT, 2017), na Mongólia, mostrou que IQAs são adequados para a avaliação tanto das tendências interanuais quanto das variações sazonais (WU et al., 2017). Técnicas estatísticas multivariadas associadas ao IQA têm sido utilizadas para numerosos corpos d'água em todo o mundo, incluindo o Rio Nag (DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018), na Índia, o Rio Paraíba do Sul (PACHECO et al., 2017), no Brasil, e o anteriormente mencionado Rio Selenga (MALSY; FLÖRKE; BORCHARDT, 2017). A AC agrupa as estações de monitoramento de acordo com suas semelhanças, enquanto o

ACP agrupa os componentes relacionados às suas respectivas fontes de poluição (DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018; MALSY; FLÖRKE; BORCHARDT, 2017; PACHECO et al., 2017).

Para garantir água em quantidade e qualidade de acordo com os seus principais usos pretendidos, a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), estabeleceu como um de seus instrumentos o Enquadramento de Recursos Hídricos. Também criou os Comitês da Bacia Hidrográfica, que, juntamente com sua agência técnica, são responsáveis pelo Enquadramento. Infelizmente, mesmo após duas décadas, o Brasil teve poucas experiências de sucesso sobre o tema (ANA, 2018).

O Brasil possui uma gigantesca e complexa rede hidrográfica presente em diversos ecossistemas (ANA, 2018). A Mata Atlântica brasileira é um dos biomas mais biodiversos do planeta (MYERS et al., 2000; RUSSO, 2009), estendendo-se ao longo da costa brasileira e atualmente cobrindo apenas 11,4% de seu território original (RIBEIRO et al., 2009), ainda sob constantes ameaças (BOGONI et al., 2018; REZENDE et al., 2018; TABARELLI et al., 2010). A bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul está localizada nesse ambiente, que é o eixo de integração dos estados brasileiros mais industrializados, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, e abriga cerca de 6,2 milhões de pessoas (CEIVAP, 2018). Um sistema de transposição de água abastece regularmente mais de 9 milhões de pessoas na região metropolitana do Rio de Janeiro, através do sistema Guandu. Outro sistema de transposição conecta o Rio Paraíba do Sul ao sistema Cantareira, complementando com 5 m³/s o abastecimento de água para outras 9 milhões de pessoas na região metropolitana de São Paulo (CEIVAP, 2018). Esses sistemas passaram por uma intensa escassez de água entre 2014 e 2016, com impactos severos na qualidade e disponibilidade da água (PACHECO et al., 2017).

Este estudo está focado na bacia hidrográfica do Rio Piabanha, uma sub-bacia estratégica do Rio Paraíba do Sul que combina características urbanas, industriais, rurais e grandes fragmentos preservados de Mata Atlântica (RUSSO, 2009; VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017). A Bacia do Piabanha é monitorada há mais de 10 anos pelo projeto Estudos em Bacias Hidrográficas Experimentais e Representativas (EIBEX), uma parceria entre universidades e órgãos governamentais (AZEVEDO, 2017; MORAIS et al., 2009; VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017). O Instituto Estadual do Ambiente (INEA) monitora a bacia desde 1980. Outros estudos na região incluem a análise da contaminação por agrotóxicos (MELLO et al., 2018), a geração de energia (CHIAPPORI; HORA; AZEVEDO, 2016) e a dispersão de poluentes (SILVA;

PECLY; AZEVEDO, 2017). Em 2009, a Bacia do Piabanha recebeu atenção internacional em um artigo da revista Nature sobre biodiversidade (RUSSO, 2009). Mas além da preservação da floresta na bacia, o Rio Piabanha tem condições de fornecer suporte à biodiversidade? Como está a qualidade da água hoje? Para isso, o Comitê Piabanha definiu o Enquadramento como prioridade em seu plano de gestão (2018-2020) e, para atingir essa meta, estabeleceu o monitoramento da água como uma ação estratégica (COSTA et al., 2019).

Nesse sentido, o presente estudo abrange 40 anos de monitoramento, incluindo dados governamentais, dados de projetos de pesquisa e, atualmente, um programa de monitoramento que está sendo conduzido com recursos do Comitê Piabanha. Os principais objetivos foram: (1) realizar um diagnóstico atualizado da qualidade da água utilizando técnicas de estatística multivariada e IQA; (2) examinar os parâmetros que mais influenciam a qualidade da água e (3) identificar trechos de rio com condições de qualidade de água semelhantes entre si. Esse estudo proporciona uma ampla compreensão do Rio Piabanha e apoia seu Comitê na aplicação de políticas públicas. Trata-se de um projeto piloto que pode ser referência para outros programas de Enquadramento.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Área de estudo

A Bacia do Piabanha está localizada no sudeste brasileiro e pertencente à região serrana do Estado do Rio de Janeiro com uma área de 2.050 km² (Figura 3.1). A nascente do Rio Piabanha está a 1.150 m de altitude e percorre 80 km até sua foz no Rio Paraíba do Sul na cota de 260 m, em relação ao nível médio do mar. A parte superior da bacia apresenta um clima tropical úmido. Nas encostas íngremes, as chuvas anuais ultrapassam os 2.000 mm. A parte mais baixa da bacia apresenta um clima subúmido e a média de precipitações diminui para 1.300 mm. As estações são bem definidas em toda a bacia e o regime pluviométrico apresenta relativa simetria em sua distribuição (ARAÚJO, 2016).

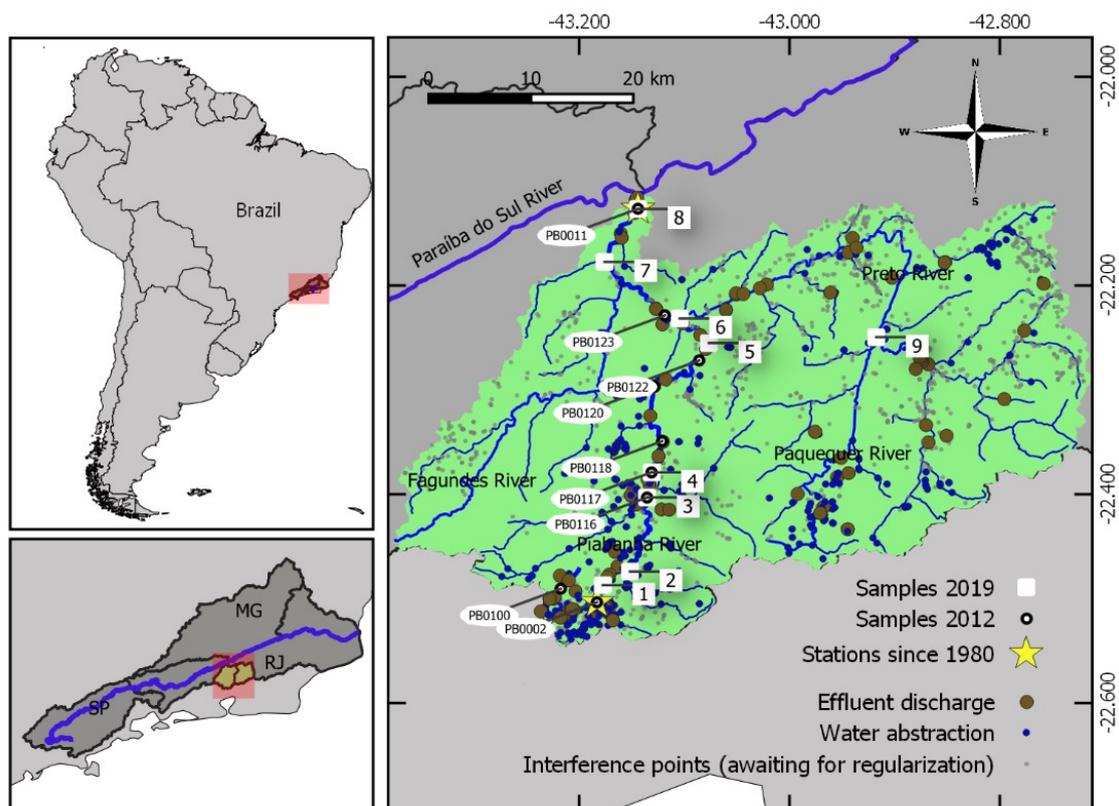


Figura 3.1: Área de estudo, estações amostrais e pontos de interferência (captação de água ou lançamento de efluentes). Este mapa foi gerado no software de código aberto QGIS versão 3.14.15 (<https://qgis.org/>).

O território abriga cerca 535 mil pessoas (CEIVAP, 2020). As duas maiores cidades da região, Petrópolis e Teresópolis, estão localizadas nas cabeceiras da bacia e dão origem aos rios Piabanha e Paquequer/Preto, respectivamente. Além disso, como o tratamento de esgoto é limitado e as vazões dos rios são baixas, altas concentrações de poluentes são observadas (por exemplo, coliforme fecal, nitrato e DBO), especialmente em áreas urbanas (VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017).

3.2.2 Bases de dados

Três conjuntos de dados de monitoramento foram utilizados nesta pesquisa (Figura 3.1). O primeiro e principal foi o resultado de um programa de monitoramento conduzido pelo Comitê Piabanha (Apêndice I), no qual os dados de julho a dezembro de 2019 foram analisados. O segundo conjunto de dados é referente a 6 campanhas realizadas em 2012 pelo projeto HIDROECO (AZEVEDO, 2017), também com apoio do Comitê Piabanha, este conjunto é utilizado como base para fins de comparação. A terceira

fonte de dados é composta por duas estações da rede básica de monitoramento do INEA, com dados de 1980 até os dias atuais, à exceção de alguns períodos de falhas de dados.

Também foi construído um banco de dados georreferenciado contendo dados de usos da água. A Agência Nacional de Águas (ANA) desenvolveu o Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) para registro de usuários de água que altere o regime de quantidade ou de qualidade de um corpo hídrico. Apesar de ser uma plataforma federal, ela pode ser gerenciada por cada Estado mediante convênio com a ANA. O cadastro nesse sistema é um pré-requisito para as demais etapas de regularização de usos no Estado do Rio de Janeiro.

3.2.3 Campanhas de monitoramento e procedimentos analíticos

Os parâmetros físico-químicos de qualidade da água foram medidos *in situ* utilizando uma sonda multiparamétrica (modelo YSI 556) e um turbidímetro portátil (modelo HANNA HI 98703-0), ambos previamente calibrados e posteriormente verificados. As amostras foram armazenadas em recipientes específicos para cada análise. Para os parâmetros necessários, as amostras foram preservadas com H₂SO₄ e mantidas a uma temperatura abaixo de 4°C. As análises laboratoriais (Tabela 3.1) foram realizadas de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (SMWW) (APHA, 2012). O laboratório responsável pelas análises possui certificado de credenciamento emitido pela INEA (CCL N° IN044710) e também é certificado pela ISO/IEC 17025 (CRL 1.035). A título de ilustração, algumas fotos das campanhas de campo podem ser encontradas das Figura 3.2 a Figura 3.6, além de uma foto da reunião da Comitê Piabanha onde foram estabelecidos os critérios do monitoramento.



Figura 3.2: Reunião para especificações da contratação do monitoramento realizado na bacia hidrográfica do Rio Piabanha, 03/07/2018. Fonte: <http://comitepiabanha.org.br/informativo/2018/julho-2018-01.pdf>



Figura 3.3: Primeira campanha de campo realizada em maio de 2019. Fonte: Próprio autor.



Figura 3.5: Última campanha de campo realizada em agosto de 2020. Fonte: Próprio autor.



Figura 3.4: Primeira campanha de campo realizada em maio de 2019. Fonte: <http://comitepiabanha.org.br/informativo/2019/junho-2019-0102.pdf>

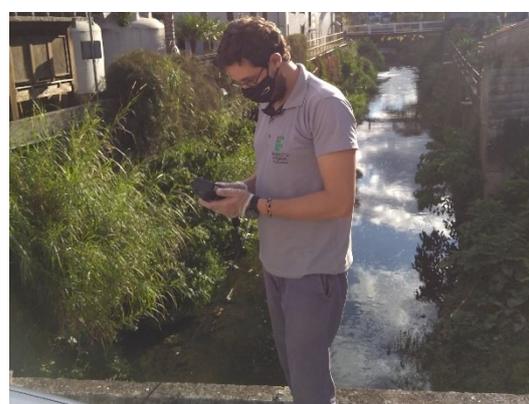


Figura 3.6: Última campanha de campo realizada em agosto de 2020. Fonte: Próprio autor.

Tabela 3.1: Parâmetros, abreviações, unidades, limites de quantificação, limites permitidos aos rios classe 2 segundo a CONAMA 357/2005, e métodos. As medições de campo foram realizadas utilizando-se uma sonda multiparamétrica (modelo YSI 556) e um turbímetro portátil (modelo HANNA HI 98703-0). As análises laboratoriais seguem o Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater (SMWW).

Parâmetros	Abrev.	Unid.	Limites de quantificação	Padrão classe 2	Método
Condutividade elétrica	CE	μS/cm	0.01	-	Sonda de campo
Temperatura da água	Temp.	°C	0.1	-	Sonda de campo
Turbidez	Turb.	NTU	0.01	100	Sonda de campo
Oxigênio dissolvido	OD	mg L ⁻¹	0.01	> 5	Sonda de campo
pH	pH	unidade de pH	0.01	6 a 9	Sonda de campo
Sólidos totais dissolvidos	STD	mg L ⁻¹	10	500	SMWW 2540C
Sólidos suspensos	SS	mg L ⁻¹	1	-	SMWW 2540D
Alcalinidade	Alcal.	mg L ⁻¹ (CaCO ₃)	3	-	SMWW 2320B
Demanda bioquímica de oxigênio	DBO	mg L ⁻¹	2	5	SMWW 5210B
Demanda química de oxigênio	DQO	mg L ⁻¹	10	-	SMWW 5220D
<i>Escherichia coli</i>	<i>E. coli</i>	CFU/100 ml	1	1000	SMWW 9223A/B
Fosfato	PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	0.02	-	SMWW 4500 P E
Fósforo total	FT	mg L ⁻¹	0.02	0.1	SMWW 4500 P E
Nitrato	NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	1	10.0	SMWW 4500D
Amônia	NH ₃	mg L ⁻¹	0.06	3.7 (pH ≤ 7.5)	SMWW 4500F
Nitrogênio total	NT	mg L ⁻¹	2	2.18	SMWW 4500A

3.2.4 Índice de Qualidade da Água

Índices de Qualidade da Água (IQA) são expressões empíricas que integram parâmetros físicos, químicos e microbiológicos significativos da qualidade da água em um único número (MCCLELLAND, 1974). Pode ser uma poderosa ferramenta de comunicação para simplificar um conjunto complexo de parâmetros, cuja interpretação individual pode ser difícil, em um único índice representando a qualidade geral da água. Um índice de qualidade da água foi inicialmente proposto por Horton (HORTON, 1965) e desenvolvido por Brown (BROWN et al., 1970, 1973) resultando no Índice de Qualidade da Água (IQA_{NSF}) da *National Sanitation Foundation* (EUA).

A versão original do IQA_{NSF} foi estabelecida como um somatório (BROWN et al., 1970) e, posteriormente, a análise de dados de campo sugeriu que o somatório não tinha sensibilidade para refletir adequadamente o efeito de um único parâmetro de baixo valor sobre a qualidade geral da água. Como resultado, uma forma multiplicativa do IQA_{NSF} foi adotada (BROWN et al., 1973; MCCLELLAND, 1974):

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

q_i é a classe de qualidade para a variável n , um número entre 0 e 100, obtido a partir da respectiva curva média de variação de qualidade (MCCLELLAND, 1974), dependendo da concentração de cada variável n .

w_i é o peso relativo para a variável n , um número entre 0 e 1, atribuído de acordo com a importância da variável para conformação geral da qualidade.

IQA_{NSF} é o Índice de Qualidade da Água, um número entre 0 e 100, classificado como "excelente" ($100 \geq IQA \geq 90$), "bom", ($90 > IQA \geq 70$), "médio" ($70 > IQA \geq 50$), "ruim" ($50 > IQA \geq 25$) ou "muito ruim" ($25 > IQA \geq 0$).

O IQA_{NSF} e suas muitas adaptações têm sido amplamente utilizados (KACHROUD et al., 2019; NOORI et al., 2019), no entanto, seu uso não é uniforme, e frequentemente seus parâmetros são adaptados sem a correspondente adaptação da respectiva curva do indicador. No Brasil, desde 1975, o IQA_{NSF} é utilizado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) (CETESB, 2019). Nas décadas seguintes, outros estados brasileiros adotaram, com pequenas adaptações, esse índice, que hoje é o mais utilizado no país. No presente estudo, os pesos (w_i) (Tabela 3.2) foram utilizados de acordo com a metodologia estabelecida pelo INEA/RJ (INEA, 2019).

Tabela 3.2: Variáveis e pesos atribuídos ao IQA_{NSF}.

Variável (BROWN et al., 1970)	Peso (w_i) (BROWN et al., 1970)	INEA/RJ (INEA, 2019)	CETESB/SP (CETESB, 2019)
Oxigênio dissolvido	0.17	0,17	0,17
Coliformes fecais	0.15	0,16 * ¹	0,15
pH	0.12	0,11	0,12
DBO	0.10	0,11	0,10
Nitrato	0.10	0,10	0,10 * ⁴
Fosfato	0.10	0,10 * ²	0,10 * ⁵
Temperatura	0.10	0,10	0,10
Turbidez	0.08	0,08	0,08
Sólidos totais	0.08	0,07 * ³	0,08
Total	1	1	1

*¹ Coliformes Termotolerantes; *² Fosfato total;
*³ Sólidos Totais Dissolvidos; *⁴ Nitrogênio Total; *⁵ Fósforo Total.

Com base no conjunto de dados de monitoramento de 2019 (n = 48), a substituição dos sólidos totais por sólidos totais dissolvidos pode causar uma variação média de 0,2% no resultado final do IQA_{NSF-INEA}. Já a substituição do parâmetro fosfato por fósforo total pode causar uma variação máxima de até 2,7%. Em relação à microbiologia, a *E. coli* foi utilizada ao invés de coliformes fecais, aplicando um fator de correção (CETESB, 2019) 1,25 sobre o resultado de *E. coli*.

3.2.5 Análise de Componentes Principais e Análise de *Clusters*

A análise de componentes principais (ACP), definida por Hotelling (HOTELLING, 1933), é uma técnica multivariada de modelagem da covariância que reduz a dimensionalidade de um conjunto de dados originalmente correlacionados, com a menor perda possível de informações. Um novo conjunto de variáveis, ortogonais e não correlacionadas, é formado a partir dos dados originais. As componentes principais nada mais são que combinações lineares ponderadas das variáveis originais (DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018).

A técnica de ACP extrai os autovalores e autovetores da matriz de covariância das variáveis originais. As componentes principais são obtidas multiplicando as variáveis correlacionadas originais com o autovetor, ou seja, uma lista de coeficientes frequentemente chamados de "carregamentos (*loadings*)" (DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018; HELENA, 2000; SINGH et al., 2004; VEGA et al., 1998). Uma regra simples e amplamente utilizada propõe que os carregamentos superiores a 0,30 ou menores que -0,30 sejam considerados significativos; carregamentos superiores a 0,40

ou menores que -0,40 são mais significativos, enquanto carregamentos superiores a 0,50 ou menores que -0,50 são muito significativos (SERGEANT et al., 2016).

A adequação amostral dos dados à técnica ACP foi avaliada pela métrica de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (CERNY; KAISER, 1977; KAISER, 1974) e pelo teste de esfericidade de Bartlett (ARSHAM; LOVRIC, 2011). A estatística KMO avalia o grau de correlação parcial entre os dados, seu valor varia de zero a unidade, valores pequenos indicam uma correlação fraca entre as variáveis, ou seja, não recomendada para ACP. Com o mesmo objetivo, o teste de esfericidade de Bartlett testa a hipótese de que as variáveis não sejam correlacionadas, o teste é eficiente se os dados forem normalmente distribuídos (ARSHAM; LOVRIC, 2011). O teste de Shapiro foi utilizado para verificar a normalidade dos dados ($\alpha = 0,01$).

A análise de *cluster* (AC) permite agrupar um conjunto de dados com base em suas semelhanças (DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018; HELENA, 2000; VEGA et al., 1998). A análise de cluster com base no algoritmo aglomerativo hierárquico classifica os objetos colocando, em uma primeira etapa, cada objeto em um cluster separado para, em seguida, juntar os clusters hierarquicamente com base em suas similaridades até que um único *cluster* permaneça (SINGH et al., 2004).

3.2.6 Análise de séries temporais e detecção de tendências

O teste de tendência Mann-Kendall é um teste não paramétrico usado para identificar uma tendência em uma série de dados, proposta pela primeira vez por Mann (MANN, 1945) e posteriormente melhorada por Kendall (KENDALL, 1975) e Hirsch (HIRSCH; SLACK; SMITH, 1982). A hipótese nula (H_0) para esse teste é que não há tendência na série. O teste é baseado no cálculo da medida τ “tau” de associação de Kendall entre duas amostras. As variáveis são classificadas em pares, e a diferença de cada variável para seu antecessor é calculada.

O número total de pares que apresentam diferenças negativas é subtraído do número de pares com diferenças positivas (S). Um valor positivo de S indica uma tendência de aumento, e um valor negativo de S indica uma tendência de queda. Para $n > 10$, uma aproximação normal é usada para calcular a estatística Z que é então utilizada para calcular a significância do teste por meio da estatística p (*p-value*) (HIRSCH; SLACK; SMITH, 1982).

A decomposição de Fourier é uma técnica que permite a separação de componentes de frequência de uma série de dados com comportamento sazonal

(WHITFIELD, 1995). A análise espectral realizada usando o algoritmo de transformada rápida de Fourier (FFT, anacrônimo do inglês *Fast Fourier Transform*) é amplamente empregada em estudos ambientais, pois revela as influências dominantes e suas frequências (RAJWA-KULIGIEWICZ; BIALIK; ROWIŃSKI, 2015). A densidade espectral de potência (PSD, anacrônimo do inglês *Power Spectral Density*) obtida da FFT e representada por periodogramas é um procedimento recomendado para detectar sazonalidade (HARRIS; LOFTIS; MONTGOMERY, 1987; HIPEL; MCLEOD, 1994).

3.2.7 Classificação e Enquadramento de rios segundo a CONAMA 357/2005

As águas doce brasileiras são divididas em cinco classes, dependendo do uso pretendido (CONAMA, 2005). A classe especial destina-se principalmente à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas em unidades de conservação de proteção integral.

A classe 1 é destinada à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário e ao consumo humano, após tratamento simplificado. A classe 2 requer tratamento convencional para consumo humano. A classe 3 requer tratamento convencional ou avançado para o consumo humano, pode ser utilizada para dessedentação animal e também para irrigar algumas culturas. A classe 4 destina-se apenas à navegação e à harmonia da paisagem.

É importante ressaltar que o Enquadramento se refere à meta de qualidade da água necessária aos usos pretendidos da água. Os comitês de bacias hidrográficas são responsáveis pela aprovação do Enquadramento, de acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Enquanto o Enquadramento não for implementado pelos comitês da bacia, as águas doce serão consideradas classe 2 (CONAMA, 2005).

3.3 Resultados

3.3.1 Usos da água

Foram utilizadas duas bases de dados de usuários de água na Bacia do Piabanha. O primeiro conjunto corresponde aos dados brutos do Cadastro Nacional de Recursos Hídricos (CNARH), com todos os registros até dezembro de 2017 e com 1549 interferências registradas (captação de água ou lançamento de efluentes). A segunda base é o cadastro validado pelo INEA até agosto de 2018 pelo projeto Águas do Rio, composto por um total de 669 interferências validadas. Com esses dados, foi possível construir uma

base georreferenciada e listar os principais lançamentos de efluentes para cada estação de monitoramento.

Na base de dados validada pelo INEA, das 669 interferências, 84% são captações de água e 16% são lançamentos de efluentes. A captação de água é responsável por 425 m³ dia⁻¹ com 75% em poços e 25% em rios. Por outro lado, os lançamentos de efluentes somam 89 m³ dia⁻¹. O maior volume de efluentes vem do setor de saneamento com 57% do total, enquanto as indústrias respondem por 33%, aquicultura com 4% e mineração com 3% dos lançamentos.

Ao comparar as duas bases de dados, fica claro que o universo de usuários registrados é muito maior que o universo de usuários validados; ou seja, aqueles cujos dados foram verificados pelo órgão ambiental estadual. Por exemplo, o banco de dados validado tem apenas seis interferências relacionadas à agricultura, em contraste às 789 interferências que aguardam validação. Esse é um grave obstáculo para a gestão de recursos hídricos na região.

3.3.2 Monitoramento recente e índice de qualidade da água

Para avaliar e comparar a qualidade da água do Rio Piabanha, foi calculado o Índice de Qualidade da Água (IQ_{NSF-INEA}) utilizando dois conjuntos de dados, o primeiro de 2012 e o último de 2019. Os resultados de 2012 (Figura 3.7A) oscilaram entre as categorias ruim e média, geralmente com qualidade média (50,5 ± 10,3). Em 2019 (Figura 3.7B), os resultados variaram entre as categorias média e boa, em geral com qualidade média (61,6 ± 10,8).

Os conjuntos de dados mostram um comportamento sazonal significativo ($p < 0,05$) (Figura 3.7C e Figura 3.7D) entre o final do período seco (jul, ago, set) e o início do período chuvoso (out, nov, dez) para os parâmetros OD, temperatura, pH, nitrato, fosfato e turbidez, enquanto não foi encontrada diferença sazonal significativa ($p > 0,05$) para os parâmetros *E. coli*, DBO e STD. Os parâmetros que mais impactaram o IQ_{NSF-INEA} foram coliformes e DBO. Amônia e fósforo total não contabilizam para o cálculo do IQ_{NSF-INEA} mas suas concentrações violaram os padrões da CONAMA 357/2005 e sua influência pode ser melhor compreendida pela análise de componentes principais.

Tabela 3.3: Resultados sazonais médios em 2019. As distâncias referem-se a medidas desde a nascente até a foz do Rio Piabanha. A estação 9 está localizada no RioPaquequer/Preto. Abreviaturas, unidades, métodos, limites de quantificação e limites permitidos para rios classe 2 estão descritos na Tabela 3.1.

Dist. (km)	Ponto	Estação	OD	Temp.	<i>E. coli</i>	pH	DBO	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb.	STD	IQA ^{NSF-INEA}	SS	Alcal.	DQO	PT	NH ₃	NT
12	1	Dry	7.71	21.04	7467	7.26	22.67	1.00	0.58	4.72	173	52.03	26	67	59.33	0.83	8.00	8.97
		Wet	8.72	21.79	3673	6.73	3.33	1.00	0.43	5.85	158	62.77	10	57	16.33	0.74	5.92	6.73
15	2	Dry	7.83	20.42	67867	7.38	10.67	1.16	0.83	8.26	167	55.77	14	77	31.00	1.21	9.75	12.00
		Wet	5.84	22.07	16327	6.79	8.33	1.02	0.61	5.64	168	54.03	11	60	28.00	0.99	6.00	8.33
29	3	Dry	7.70	20.60	67100	7.15	5.33	1.16	0.51	5.05	138	65.60	7	46	14.67	0.78	6.43	8.33
		Wet	6.47	21.87	7800	6.91	6.33	1.00	0.33	5.06	134	66.63	10	47	25.67	0.56	4.75	6.00
33	4	Dry	8.13	19.75	9500	7.40	13.00	1.05	0.41	10.47	118	52.63	26	45	36.33	0.63	4.53	6.53
		Wet	5.76	23.06	9007	7.01	5.67	1.00	0.19	13.31	96	60.17	15	38	25.33	0.41	2.67	4.23
52	5	Dry	8.31	19.31	3834	7.22	7.00	3.97	0.42	6.32	135	68.90	10	33	21.67	0.65	1.72	7.53
		Wet	6.69	24.29	10367	7.02	7.00	2.22	0.18	34.93	86	57.37	41	20	30.67	0.44	1.01	5.27
58	6	Dry	8.01	19.90	4467	7.93	3.33	2.92	0.16	10.77	84	62.30	8	21	12.33	0.31	0.53	4.83
		Wet	6.84	24.89	5100	6.95	7.67	1.72	0.09	62.47	73	56.80	48	18	29.00	0.21	0.41	2.70
70	7	Dry	7.52	20.84	714	7.39	3.67	3.42	0.16	11.82	91	72.10	10	20	13.33	0.28	0.19	5.07
		Wet	6.75	24.59	4490	7.06	6.33	2.07	0.07	145.20	65	58.27	69	17	29.67	0.24	0.11	3.23
79	8	Dry	7.72	20.41	270	7.39	3.33	3.23	0.15	9.44	90	73.27	7	22	11.33	0.26	0.08	3.70
		Wet	6.81	24.59	627	7.07	5.67	2.23	0.09	45.60	64	66.93	32	18	22.67	0.25	0.11	4.00
-	9	Dry	9.04	17.75	1113	7.33	4.00	3.25	0.14	6.54	105	68.53	8	25	14.33	0.33	1.32	6.57
		Wet	5.91	22.37	10967	7.15	15.00	2.01	0.05	34.53	72	51.63	51	22	48.33	0.30	0.67	4.23
Mediana (n=54)			6.97	22.01	2250	7.03	6.00	1.37	0.19	7.60	102	61.55	10	26	18.00	0.40	1.65	5.70
Média (n=54)			7.32	21.64	12816	7.17	7.69	1.97	0.30	23.67	112	61.43	22	36	26.11	0.52	3.01	6.01
Desvio padrão			1.61	2.79	37759	0.60	7.52	1.12	0.24	49.47	47	11.02	30	21	21.65	0.33	3.13	2.53
Máximo			11.72	26.12	200000	8.75	45.00	4.44	0.93	330.00	248	88.10	147	91	114.00	1.65	10.00	13.00
Mínimo			3.40	15.59	1	6.11	2.00	1.00	0.03	3.58	43	33.70	1	10	10.00	0.15	0.06	2.00

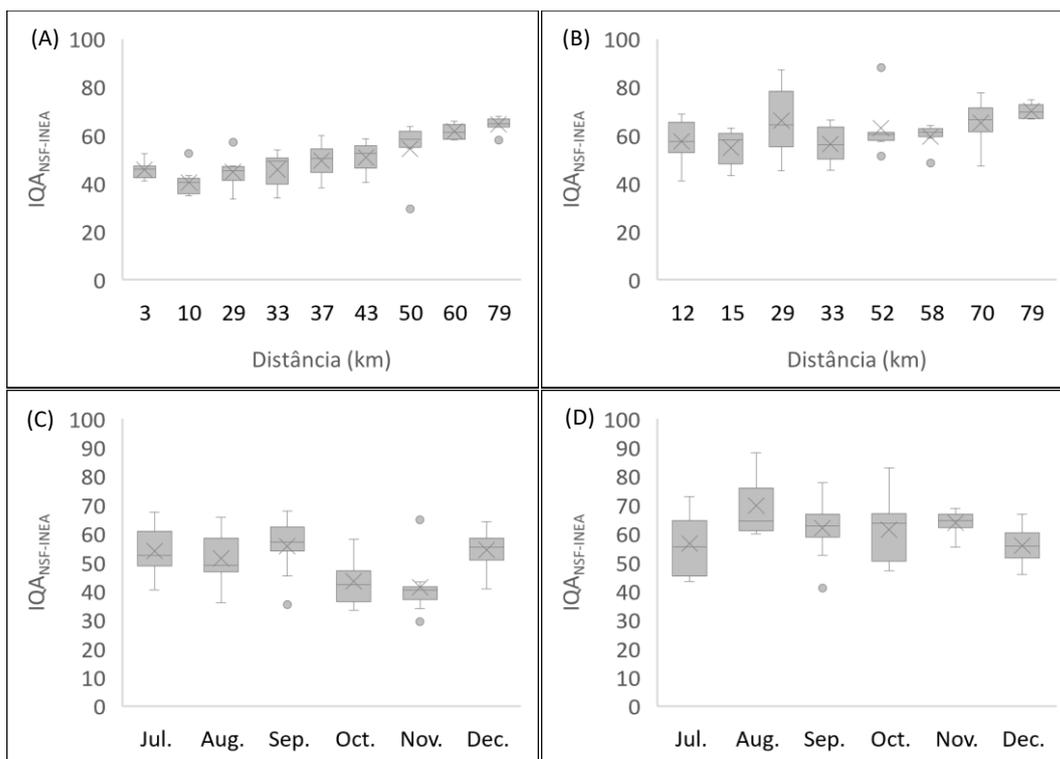


Figura 3.7: Variação espacial $IQA_{NSF-INEA}$ sobre cada estação de monitoramento de julho a dezembro (A) 2012 e (B) 2019. Variação sazonal do $IQA_{NSF-INEA}$ ao longo de toda a extensão do rio (C) 2012 e (D) 2019. Nos boxplots os traços representam a mediana e o símbolo “x” representa a média dos dados.

3.3.3 Análise de Componentes Principais e Análise de Cluster

O conjunto de dados de 2019 ($n = 48$), composto por seis campanhas nas oito estações de monitoramento ao longo do Rio Piabanha, com 15 parâmetros analisados, foi agrupado pelo valor médio de cada parâmetro em cada estação ($n = 8$). Na matriz de correlação de Pearson (Tabela 3.4), a maioria dos parâmetros apresenta forte correlação ($r > 0,5$) com intervalo de confiança superior a 95% ($\alpha = 0,05$).

As medidas KMO de adequação amostral ($n = 8$) foram próximas de 0,5 e o nível de significância do teste de esfericidade de Bartlett foi menor que 0,001, indicando que a matriz de correlação dos dados não é uma matriz identidade e, portanto, as variáveis estão significativamente correlacionadas. Ou seja, os dados são adequados para ACP. O teste de Shapiro confirmou a normalidade dos dados ($p > 0,01$) para todos os parâmetros, com exceção para *E. Coli*.

Tabela 3.4: Correlação de Pearson (r). Os valores de correlação são apresentados abaixo da diagonal principal da matriz. Os valores p (probabilidades de duas caudas de que as variáveis não são correlacionadas) são apresentados acima da diagonal principal da matriz.

r/p	DO	WT	<i>E. Coli</i>	pH	BOD	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb.	TDS	SS	Alcal.	COD	TP	NH ₃	TN
DO		0.93	0.22	0.62	0.26	0.89	0.95	0.78	0.64	0.83	0.87	0.27	0.94	0.90	0.98
WT	0.03		0.05	0.05	0.06	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.10	<0.01	<0.01	0.01
<i>E. coli</i>	-0.49	-0.70		0.22	0.71	0.12	0.02	0.19	0.07	0.03	0.06	0.88	0.03	0.04	0.02
pH	-0.21	0.72	-0.49		0.14	0.21	0.04	0.15	0.01	0.11	0.04	0.18	0.04	0.03	0.03
BOD	0.45	-0.69	0.16	-0.57		0.06	0.05	0.13	0.02	0.31	0.01	<0.01	0.05	0.03	0.07
NO₃⁻	0.06	0.82	-0.60	0.50	-0.68		0.04	0.07	0.03	0.04	<0.01	0.13	0.05	<0.01	0.09
PO₄³⁻	-0.03	-0.86	0.77	-0.73	0.71	-0.72		0.05	<0.01	0.03	<0.01	0.09	0.00	<0.01	<0.01
Turb.	-0.12	0.87	-0.52	0.55	-0.59	0.67	-0.70		0.04	<0.01	0.04	0.23	0.05	0.04	0.07
TDS	0.19	-0.87	0.67	-0.81	0.80	-0.75	0.97	-0.72		0.03	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01
SS	0.09	0.85	-0.75	0.61	-0.41	0.74	-0.75	0.91	-0.74		0.03	0.52	0.04	0.02	0.05
Alcal.	0.07	-0.87	0.68	-0.73	0.81	-0.85	0.96	-0.72	0.97	-0.76		0.04	<0.01	<0.01	<0.01
COD	0.44	-0.62	0.06	-0.53	0.98	-0.59	0.64	-0.48	0.72	-0.27	0.73		0.09	0.07	0.11
TP	-0.03	-0.86	0.77	-0.73	0.70	-0.70	1.00	-0.70	0.96	-0.73	0.95	0.64		<0.01	<0.01
NH₃	0.06	-0.89	0.73	-0.75	0.77	-0.87	0.96	-0.73	0.97	-0.80	0.99	0.67	0.94		<0.01
TN	-0.01	-0.83	0.77	-0.76	0.67	-0.64	0.99	-0.66	0.96	-0.71	0.93	0.60	0.99	0.92	

Tabela 3.5: Carregamentos (“loadings”) das componentes principais. Valores superiores a 0,50 ou inferiores a -0,50 são muito significativos.

	DO	WT	<i>E. Coli</i>	pH	BOD	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb.	TDS	SS	Alcal.	COD	TP	NH ₃	TN
PC 1	0.07	-0.94	0.72	-0.78	0.78	-0.83	0.97	-0.80	0.98	-0.82	0.98	0.70	0.96	0.99	0.94
PC 2	0.87	0.09	-0.66	-0.10	0.58	0.05	-0.09	0.04	0.10	0.33	0.04	0.64	-0.09	-0.02	-0.09

A análise de componentes principais foi aplicada para identificar grupos de parâmetros que mais influenciam na qualidade da água. As componentes principais CP1, CP2 e CP3 respondem por 72% (autovalor 10,74), 14% (autovalor 13,94) e 5% (autovalor 0,8) da variância de dados, respectivamente. Foram selecionadas as componentes com autovalores maiores que a unidade. Ou seja, os dois primeiros componentes juntos representam 86% da variância total. Os carregamentos (“loadings”) que compõem os dois primeiros componentes são apresentados na Tabela 3.5 e as estações que mais influenciam os resultados estão representadas na Figura 3.8.

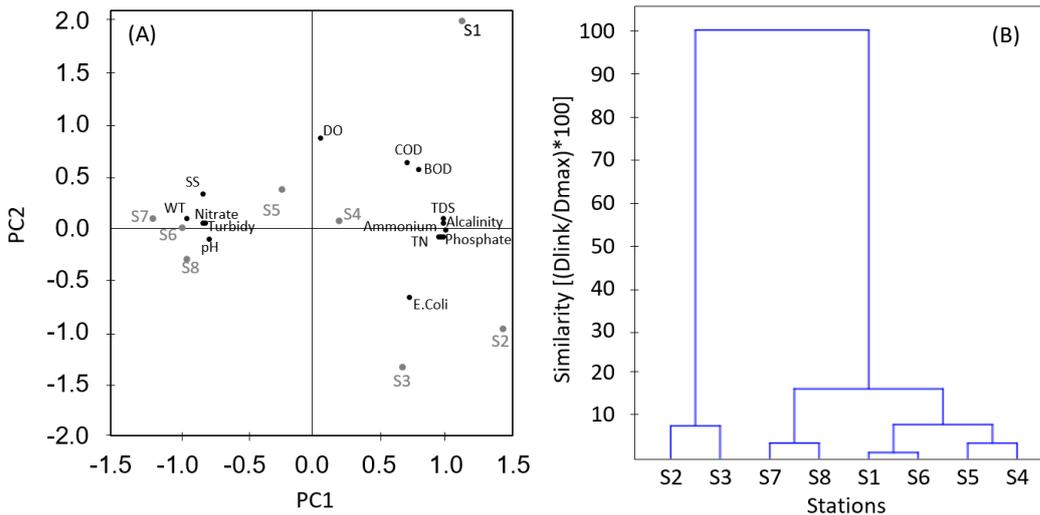


Figura 3.8: Técnicas de análise estatística multivariada. A) Primeira e segunda componentes principais com a influência de cada estação e os carregamentos (“loadings”) de cada parâmetro. B) Agrupamento hierárquico pelo método *Ward linkage* por distância euclidiana.

A CP1 foi substancialmente correlacionada com praticamente todos os parâmetros. As estações de monitoramento de número 1 a 4 carregaram positivamente (carregamentos $> 0,7$) a CP1 com os parâmetros STD, Alcalinidade, Amônia, Nitrogênio Total, Fosfato, Fósforo Total, DBO, DQO e *E. coli*, enquanto as estações de número 5 a 8 carregaram negativamente (carregamentos $< -0,7$) com Nitrato, Turbidez, SS, pH e temperatura.

A CP2 foi mais influenciada pelas estações da área urbana, notadamente a estação 1, e apresentou correlação positiva (carregamentos $> 0,5$) com OD, DQO, DBO e uma menor influência do parâmetro SS (carregamento = 0,33). Por outro lado, correlacionou-se negativamente com *E. coli* (carregamento = -0,66), com grande influência da estação 3.

As estações amostrais foram agrupadas em três *clusters* estatisticamente significativos com 75% de similaridade Figura 3.8B: Cluster 1 (Estações 2 e 3), Cluster 2 (Estações 7 e 8) e Cluster 3 (Estações 1, 4, 5 e 6).

3.3.4 Monitoramento sistemático de longo termo

De forma complementar, para avaliar uma possível tendência na qualidade da água e detectar o comportamento sazonal da bacia, utilizou-se uma série temporal com 40 anos de monitoramento. Uma vez que o oxigênio dissolvido pode ser usado como um indicador da saúde geral dos ecossistemas aquáticos (ABDUL-AZIZ; WILSON; GULLIVER, 2007; RAJWA-KULIGIEWICZ; BIALIK; ROWIŃSKI, 2015; USEPA, 1986), ele foi selecionado para realizar o teste Mann-Kendall de aleatoriedade para a estação mais a montante e mais a jusante do Rio Piabanha, PB002 e PB011, respectivamente.

A estação a PB002 (Figura 3.9) apresentou uma tendência positiva estatisticamente significativa ($n = 166$, $S = 1507$, $Z = 2,10$, $p\text{-valor} < 0,03$), o que significa uma tendência de melhora na qualidade da água no período analisado. Enquanto a estação a PB011 (Figura 3.10) não mostrou uma tendência estatisticamente significativa ($n = 198$, $S = 1179$, $Z = 1,27$, $p\text{-valor} = 0,20$).

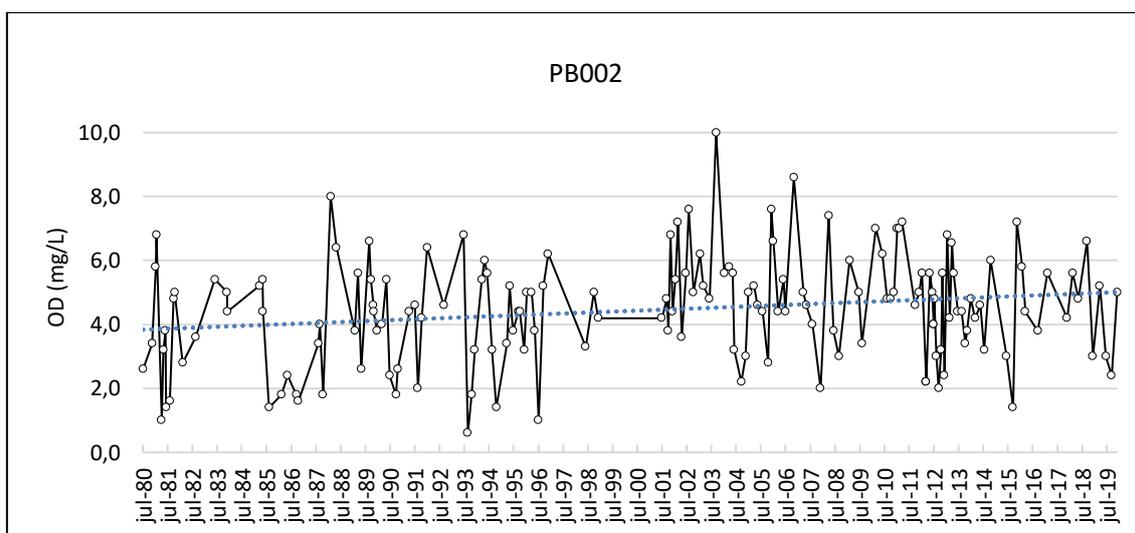


Figura 3.9: Série temporal para o parâmetro oxigênio dissolvido de 1980 a 2019 na estação PB002 ($n = 166$).

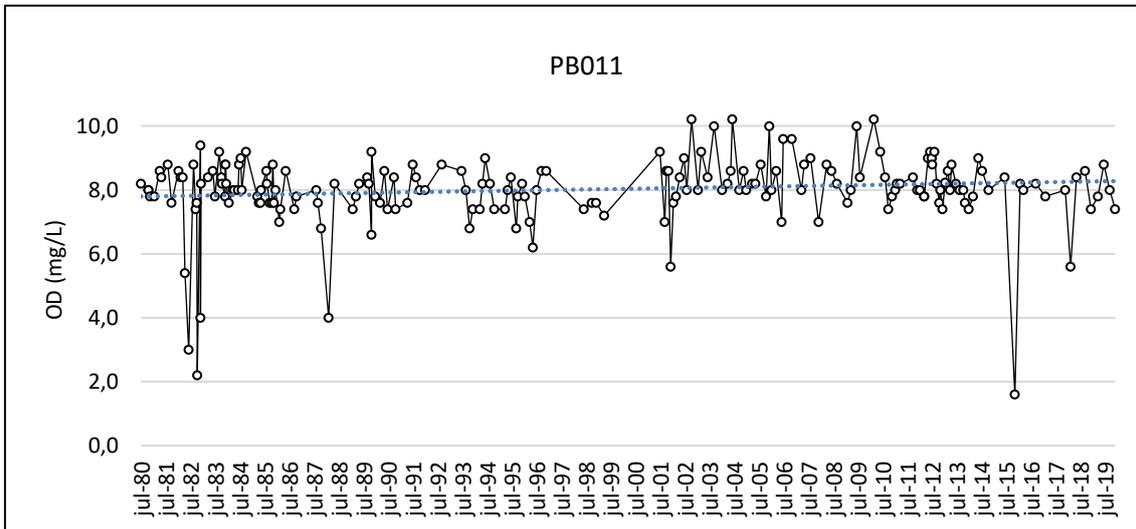


Figura 3.10: Série temporal para o parâmetro oxigênio dissolvido de 1980 a 2019 na estação PB011 (n = 198).

Para detectar o comportamento sazonal, foi aplicada a transformada de Fourier à série temporal de 1980 a 2019 para a estação PB011 (Figura 3.10) que, por ser a estação mais a jusante e devido ao seu comportamento quase monotônico, pode ser considerada como representativa de toda a bacia. Os dados foram organizados em médias trimestrais para o parâmetro OD. Os dois sinais mais potentes correspondem às frequências de 0,25 e 0,45, aproximadamente (Figura 3.11), correspondendo aos períodos de 12 e 6 meses, respectivamente. Levando em conta essa sazonalidade, confirmamos que as campanhas de campo de 2019 são representativas da sazonalidade que compreende a metade final da estação seca e a metade inicial da estação chuvosa.

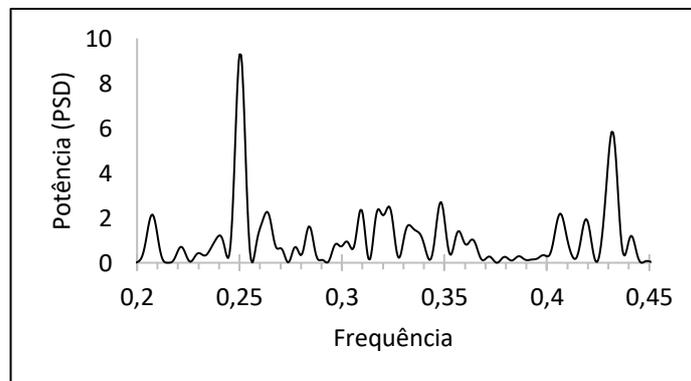


Figura 3.11: Periodograma resultante da análise de Fourier para estação PB011.

3.4 Discussões

3.4.1 Avaliação da qualidade da água

O Rio Piabanha teve melhor qualidade da água em 2019 do que se comparando a 2012, segundo resultados da IQA_{NSF-INEA} (Figura 3.7). A melhora foi substancial nos primeiros 40 km, classificada como "ruim" na maioria das campanhas de 2012, enquanto foi classificada como média na maioria das campanhas de 2019. Essa melhora da qualidade pode ser devido à expansão do sistema de coleta e tratamento de esgoto.

Desde 2012, Petrópolis construiu cerca de 50 km de rede coletora e 7 novas unidades de tratamento de esgoto (ÁGUAS DO IMPERADOR, 2020). Essas unidades produzem efluentes de nível secundário através de tratamento biológico, a capacidade instalada total chega a quase 800 L s⁻¹. Estas estações utilizam diferentes tecnologias, como: biofiltros aerados submersos, reator anaeróbio de fluxo ascendente, *moving bed biofilm reactor* e *upflow anaerobic sludge blanket reactor*. Além desses, em algumas localidades são utilizados biossistemas (ANA, 2017). Nos trechos seguintes à cidade de Petrópolis, a qualidade da água melhora consideravelmente devido aos processos de autopuração e à contribuição de afluentes limpos, corroborando com demais estudos encontrados na literatura (KARTHE; LIN; WESTPHAL, 2017; MALSY; FLÖRKE; BORCHARDT, 2017; VON SPERLING; VON SPERLING, 2013).

Os meses de baixas precipitações, em geral, apresentaram melhores índices de qualidade da água do que nos meses chuvosos. Outros estudos (BAE, 2013; WU et al., 2017; YU et al., 2016) mostraram comportamento sazonal semelhante, onde a qualidade da água piora na estação chuvosa devido a sedimentos e poluentes transportados pela chuva. Além disso, a maior parte do esgoto de Petrópolis é lançado na mesma rede que coleta águas pluviais. Assim, durante as chuvas, o tratamento de esgoto é interrompido e lançado diretamente nos rios.

Embora o IQA_{NSF-INEA} tenha classificado a qualidade da água como média em 2019, a DBO e os Coliformes ficaram substancialmente acima do máximo permitido pela CONAMA 357/2005 em algumas das estações de monitoramento. Além disso, o índice é limitado aos parâmetros utilizados em seu cálculo (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011), não refletindo outros parâmetros como é o caso da amônia, que apresentou concentrações até três vezes maiores do que o permitido, destaca-se que apenas o nitrato

é utilizado no IQ_{ANFS-INEA}. O mesmo ocorre com o fósforo total: apenas o fosfato é considerado. No que se segue, são analisados alguns parâmetros em mais detalhe.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é um dos parâmetros mais utilizados para avaliação da qualidade da água. Ele fornece informações sobre a fração biodegradável da carga orgânica presente na água (JOUANNEAU et al., 2014). Altas concentrações de DBO reduzem a disponibilidade de oxigênio dissolvido, principalmente correlacionada à atividade microbológica (VIGIAK et al., 2019). Sua concentração variou de 2,00 a 45,00 mg L⁻¹ (média de 7,69 ± 7,52), na maior parte do tempo, substancialmente acima do máximo permitido pela CONAMA 357/2005 (5 mg L⁻¹).

A *Escherichia coli* está naturalmente presente nos tratos intestinais de animais de sangue quente e é amplamente utilizada como um indicador de contaminação fecal (ISHII; SADOWSKY, 2008; ODKOR; AMPOFO, 2013). VILLAS-BOAS et al. (2017) apontaram os coliformes fecais como o parâmetro de qualidade da água mais relevante na área urbana de Petrópolis, principalmente relacionada à poluição causada pelo esgoto doméstico não tratado.

O fósforo é um nutriente essencial para todas as formas de vida (SCHLESINGER; BERNHARDT, 2013). Sua disponibilidade pode estar relacionada à deposição atmosférica (TIPPING et al., 2014), a usos antrópicos de produtos como detergentes (WITHERS; JARVIE, 2008) e devido a atividades agrícolas (SHARPLEY, 1999). Os ortofosfatos são os mais relevantes no ambiente aquático, pois são a principal forma de fosfato assimilado por vegetais aquáticos (HOUSE; DENISON, 2002). Estudos anteriores (ALVIM, 2016; MOLINARI, 2015; VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017) na Bacia do Piabanha encontraram valores de fosfato em perfeita concordância com o nosso. ALVIM (2016) ressalta que a principal fonte de fósforo para o Rio Piabanha é a descarga de esgoto e as concentrações mais elevadas são encontradas durante o período chuvoso.

O nitrato é um elemento muito comum nas águas superficiais, uma vez que é o produto final da decomposição aeróbica do composto nitrogênio orgânico (JAJI et al., 2007; MITRA et al., 2018). Suas fontes estão relacionadas ao uso do território, sendo influenciadas tanto pelos usos agrícolas quanto urbanos (GUO; WANG; ZHU, 2004). VILLAS-BOAS et al. (2017) encontraram alta concentração de nitrato e amônia na região urbana do Rio Piabanha, assim como nosso monitoramento. ALVIM (2016) relata que o esgoto doméstico lançado nas águas do Rio Piabanha é responsável por 43% da carga de nitrogênio, a contribuição atmosférica por 31% e a atividade agrícola por cerca de 15%.

3.4.2 Parâmetros que mais influenciaram na qualidade da água e trechos de rio com qualidade similar

As duas primeiras componentes principais, CP1 e CP2, juntas respondem por 86% da variância total dos dados de monitoramento, indicando o alto poder explicativo do método, que foi bastante superior a outros estudos semelhantes ao redor do mundo (ALVES et al., 2018; DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018; KHUHAWAR et al., 2018; LIANG et al., 2018; MITRA et al., 2018; SINGH et al., 2004). A CP1 é predominantemente responsável pela poluição por esgoto urbano. Isso é claramente demonstrado pelo fato das estações de monitoramento de número 1 a 4, localizadas na área urbana de Petrópolis, terem carregado positivamente CP1 com matéria orgânica (DBO e COD), STD e nutrientes como fósforo e constituintes nitrogenados, especialmente amônia, indicando poluição recente.

Ainda mais claro é o fato das estações de 5 a 8 carregarem negativamente com nitrato, mostrando a degradação dos compostos de nitrogênio nos trechos a jusante da área urbana. Por outro lado, o aumento das concentrações de nitrato em associação com o aumento da turbidez em estações fora da área urbana também pode estar associado aos usos da terra, especialmente na agricultura.

A CP2 é dominada pelo parâmetro oxigênio dissolvido e outros parâmetros que indicam a saúde do rio, como carga orgânica e coliformes. É explicada pela poluição da água por matéria orgânica e atividade biológica, reforçando o resultado da CP1. Na região de estudo, o saneamento ainda é um desafio a ser enfrentado pelo governo, especialmente em Petrópolis, essa região tem 26% de esgoto não tratado (ANA, 2017).

A análise de *clusters* foi utilizada para agrupar as estações amostrais em classes de similaridade indicando os trechos do rio com qualidade de água semelhante. Como apontado por Singh (SINGH et al., 2004), uma estação de monitoramento de um determinado *cluster* pode representar todo o agrupamento. Assim, o número de estações de amostragem pode ser reduzido; possibilitando a otimização da rede de monitoramento sem perda significativa de informação. Por outro lado, essa interpretação deve ser feita com cautela pois as tendências em diversos trechos podem ser muito diferentes, tornando significativas as mudanças futuras. Por isso, deve-se ter muita prudência ao para reduzir o número de estações de monitoramento.

É importante notar que o primeiro *cluster* (S1, S6 e S4, S5) agrupa a estação 1 com a estação 6, a primeira correspondente à área urbana de Petrópolis cuja poluição

decorre de esgotos urbanos e de efluentes industriais. Da mesma forma, a estação 6 está localizada após a confluência do Rio Preto-Paquequer, que atravessa Teresópolis, a segunda maior cidade da bacia hidrográfica, também com a presença de centros urbanos e atividades industriais, à semelhança de Petrópolis.

A mineração de areia é a atividade predominante nas estações 4 e 5, que juntas recebem o impacto de cinco mineradoras de areia. Da mesma forma, a estação 6, depois do Rio Preto, recebe o impacto de outras sete mineradoras de areia. De fato, esse grupo reúne atividades econômicas cujo impacto na qualidade da água é semelhante. Com base na distribuição espacial das estações de monitoramento e na análise de *clusters*, a estação 5 poderia ser removida ou remanejada, de forma a otimizar a rede de monitoramento.

O segundo *cluster* (S2 e S3) refere-se ao trecho mais urbanizado da bacia. Ao verificar individualmente os parâmetros de qualidade entre essas estações, pode-se concluir que elas diferem apenas pelo efeito diluidor causado pela contribuição do Rio Araras, na margem esquerda do Rio Piabanha, e do Rio Poço do Ferreira, na margem direita, que recebe suas águas do Rio Bonfim após sua nascente no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, uma importante unidade de conservação federal.

A estação 3 foi planejada justamente para detectar esse efeito diluidor, esse agrupamento demonstra que a estação 3 não agrega informação significativa para esse trecho. Dessa forma recomenda-se remoção ou remanejamento da estação de forma a otimizar a rede de monitoramento.

O terceiro aglomerado (S7 e S8) tem um comportamento muito semelhante: a estação 8 está localizada pouco antes da foz do Rio Piabanha e a estação 7 encontra-se a menos de 10 km da foz. Além disso, neste trecho há apenas três interferências registradas como lançamento de efluentes, assim, recomenda-se retirar ou remanejar a estação 7, considerando a importância de manter uma estação próxima à foz do rio.

3.4.3 Análise de tendência

Embora ainda apresente violações sistemáticas à CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005) a qualidade da água, em geral, melhorou no Rio Piabanha nos últimos 40 anos (Figura 3.9). Esta afirmação é apoiada pelo teste de aleatoriedade de Mann-Kendall, indicando uma tendência positiva ($p=0,03$) de aumento dos valores do parâmetro de oxigênio dissolvido na estação PB002, localizada na área urbana de Petrópolis, que é altamente impactada pelas descargas de efluentes, apesar desta região ter tratamento municipal de esgoto.

A estação PB011 apresenta altos níveis de OD e vem exibindo um comportamento quase monotônico desde o início da série temporal, não indicando assim uma tendência. Os altos níveis de OD se devem tanto ao processo de reoxigenação do rio quanto à contribuição de águas limpas de afluentes, como o Rio Fagundes.

Uma forte sazonalidade anual e semianual foi indicada pela densidade espectral de potência que pode ser verificada no periodograma (Figura 3.11) resultante da transformada rápida de Fourier. Os resultados estão de acordo com a literatura (THOMANN, 1967), indicando que mais de 90% da variância total do oxigênio dissolvido é contabilizada pela periodicidade anual e pelos próximos quatro maiores harmônicos (semianual; trianual, etc.). A qualidade da água, segue aproximadamente a sazonalidade do regime de precipitações [70] na bacia do Rio Piabanha.

A qualidade da água no ponto PB002 começou a melhorar em 2000, quando entrou em operação a primeira estação de tratamento de esgoto da cidade de Petrópolis. Atualmente, 95% da população tem acesso à água potável, e a cobertura de esgoto urbano tratado é de 85%. O município conta com 26 unidades de tratamento de esgoto, responsáveis pelo tratamento de 56,2 milhões de litros por dia, segundo a concessionária Águas do Imperador (ÁGUAS DO IMPERADOR, 2020).

Em relação aos demais municípios da bacia, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2020), o município de Três Rios trata 2,97% de seu esgoto, enquanto os demais municípios, Teresópolis, Areal, São José do Vale do Rio Preto, Paty do Alferes e Paraíba do Sul não informaram seus dados ao SNIS, potencialmente indicando que não realizam tratamento de esgoto. Ou seja, cerca de 50% da população não tem acesso formal aos serviços de tratamento de esgoto.

3.5 Conclusões

O diagnóstico realizado por esta pesquisa estabelece o primeiro passo para o Enquadramento do Rio Piabanha. Além disso, foi construído um banco de dados georreferenciado que possibilitará a continuidade do projeto. Nesse aspecto, o número considerável de usuários que aguardam a regularização de usos pelo INEA é uma limitação ao diagnóstico. Há poucos casos de Enquadramento no Brasil e nenhum na bacia hidrográfica estudada, isso evidencia e relevância deste estudo para a gestão de recursos hídricos.

Respondendo à pergunta inicial, a qualidade da água do Rio Piabanha é classificada como média de acordo com o $IQ_{ANSF-INEA}$, e certamente não é capaz de

suportar altos níveis de biodiversidade. Alguns trechos do rio apresentam qualidade compatível com a classe 4 de acordo com a CONAMA 357/2005 para os parâmetros coliformes, DBO e fósforo; portanto, não podem ser utilizados para irrigação, consumo humano ou animal nem mesmo após tratamento. Por outro lado, o Enquadramento deve ser realizado de acordo com os usos pretendidos e não de acordo com a qualidade atual. Por isso, recomendamos que o Comitê Piabanha conduza o Enquadramento em parceria com o Ministério Público, de forma a implementar ações para reduzir as concentrações desses poluentes, principalmente no setor de saneamento.

Com o objetivo de implementar o Enquadramento e reforçar a melhoria da qualidade da água, recomenda-se que o programa de monitoramento seja continuado e expandido: se um rio é importante para ser enquadrado, ele é importante para ser monitorado. Destaca-se que o monitoramento analisado nesse estudo foi financiado com recursos públicos do Comitê Piabanha e a presente análise possibilitou a recomendação de exclusão de três das oito estações existentes, possibilitando assim a ampliação do monitoramento para outros afluentes do Rio Piabanha, como a sub-bacia do Rio Preto/Paquequer.

Este trabalho descreve uma abordagem metodológica que pode ser útil para outras pesquisas similares. Aplicamos uma abordagem integrada utilizando dados de monitoramento de diferentes fontes que foram analisados com base nas técnicas de IQA, ACP, AC, análise de frequências e análise de tendências, todas elas utilizadas de forma complementar para entender um problema de pesquisa.

CAPÍTULO IV

Do monitoramento e modelagem ao gerenciamento: como melhorar a qualidade das águas nos rios brasileiros? Estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Piabanha^c

Para gestão brasileira de recursos hídricos, o Enquadramento de rios segundo seus usos preponderantes é o instrumento brasileiro que pode efetivamente conduzir à reabilitação de rios. O Rio Piabanha foi selecionado como estudo de caso e seu Enquadramento foi proposto de acordo com a CONAMA 357/2005 a fim de estabelecer diretrizes estratégicas para sua efetiva implementação. Para isso, foi simulada a qualidade da água do rio por meio do modelo QUAL-UFGM. A reabilitação deve considerar metas progressivas de redução da poluição, tendo por base parâmetros de simples verificação e com implementação inicial em uma área reduzida, facilitando o monitoramento e a fiscalização. Como estratégia de implementação, os Comitês de Bacia Hidrográfica devem coordenar os projetos de Enquadramento de forma mediada pelo Ministério Público.

4.1 Introdução

A qualidade da água de rios tem sido comprometida pela pressão antropogênica nas bacias hidrográficas (MELLO et al., 2020; OLIVER; CORBURN; RIBEIRO, 2019), especialmente nos países em desenvolvimento, onde o crescimento dos sistemas de saneamento não atingiram a velocidade da urbanização (XU et al., 2019). Dentre os principais fatores que comprometem a qualidade da água estão o lançamento de efluentes sanitários (LI et al., 2019b), tratados ou não, fontes difusas provenientes da agricultura

^c Este capítulo serviu como base para publicação do artigo:
From monitoring and modeling to management: how to improve water quality in Brazilian rivers? A case study: Piabanha River watershed.
Publicado na revista *Water* (JCR 2.544).
Disponível em:
<https://doi.org/10.3390/w13020176>
<https://www.mdpi.com/2073-4441/13/2/176>.
Licença *Creative Commons* Atribuição 4.0 Internacional.

(GÓRSKI; DRAGON; KACZMAREK, 2019; WANG et al., 2019), erosão do solo (ISSAKA; ASHRAF, 2017), atividades industriais (DENG et al., 2020; WANG; YANG, 2016), mineração (NORTHEY et al., 2016), acidentes ambientais (FERNANDES et al., 2016), além de questões políticas e regulatórias (COSTA et al., 2019).

Por isso, entre os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU), a meta 6.3 é "Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente" (UN, 2018). Em outras palavras, isso sugere que a qualidade da água dos rios e o controle da poluição são preocupações globais.

A avaliação confiável da qualidade da água por meio de programas de monitoramento é fundamental para as atividades de gestão que visam proteger os recursos hídricos (ALTENBURGER et al., 2019; BEHMEL et al., 2016; BRACK et al., 2017). No entanto, os programas tradicionais de monitoramento, realizados por diversas instituições, são projetados para atender objetivos específicos como o atendimento de padrões para lançamento de efluentes e, geralmente, falham em fornecer informações na escala da bacia (CHAPMAN et al., 2016; FU et al., 2019).

Nesse sentido, os modelos de qualidade da água podem ser uma importante ferramenta para gestão ao fornecer simulações para além de um reduzido número de estações de monitoramento, auxiliando assim a tomada de decisão (BURIGATO COSTA et al., 2019). Além disso, a modelagem permite simulações de cenários em resposta a intervenções na bacia hidrográfica, como novas estações de tratamento de esgoto, novas indústrias ou quaisquer outros usos.

Para enfrentar os desafios decorrentes das atividades humanas no tema recursos hídricos, a Agenda 21 da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento sugeriu a "Aplicação de Critérios Integrados no Desenvolvimento, Manejo e Uso dos Recursos Hídricos" (UN, 1992). Desde então, 80% dos países iniciaram reformas para uma abordagem integrada com significativo impacto na gestão da água em níveis nacionais (UNEP, 2012).

A gestão integrada de recursos hídricos pode ser uma poderosa ferramenta de planejamento para atender às necessidades da sociedade. Essa abordagem considera todas as fontes e usos de água em um sistema hídrico que pode ser gerenciado de diversas

maneiras, podendo incluir um Plano Integrado de Bacias (BADHAM et al., 2019; BERGER; HENRY; PIVO, 2020; BOELEE et al., 2019).

Nesse sentido, a governança da água é considerada a chave para resolver problemas hídricos nos países em desenvolvimento (ARARAL; WANG, 2013; BERGER; HENRY; PIVO, 2020; WOODHOUSE; MULLER, 2017). Não obstante, várias questões ainda permanecem como desafios para o sucesso da gestão de recursos naturais (POTTS, 2020). Por exemplo, a maioria dos países em desenvolvimento gerencia serviços de água em nível subnacional, tornando a qualidade da governança local o principal ingrediente para melhorias no setor (HERRERA, 2019). De fato, essa descentralização atribui a responsabilidade do saneamento aos municípios que, geralmente, não possuem os recursos necessários para enfrentar este desafio (FLORES; VIKOLAINEN; BRESSERS, 2016; WWAP, 2019).

De acordo com a UNESCO (WWAP, 2017), cerca de 80% de todas as águas residuais são lançadas no meio ambiente sem qualquer tipo de tratamento; países de alta renda tratam até 70% de suas águas residuais, países de renda média-alta perto de 38%, países de renda média-baixa e de baixa renda mal chegam a 28% e 8%, respectivamente.

No Brasil, cerca de 50% das águas residuais são tratadas com segurança (indicador ODS 6.3.1), pelo menos com remoção de carga orgânica, mas algumas das principais regiões brasileiras têm baixas taxas de tratamento de esgoto, como o Estado do Rio de Janeiro, com apenas 36% (ANA, 2019b). Apesar disso, no nível nacional, o Brasil possui 69% dos corpos hídricos com boa qualidade da água (indicador ODS 6.3.2) (ANA, 2019b). Por outro lado, cerca de 80% dos recursos hídricos superficiais brasileiros são encontrados na região amazônica, com densidade populacional muito baixa, o que significa que a poluição está concentrada em outras regiões (ANA, 2019a).

Buscando reverter esse cenário no Brasil, o Novo Marco Legal do Saneamento (Lei nº 14.026/2020) possui como meta garantir que 90% da população tenha coleta e tratamento de esgoto até 2033. Portanto, a governança hídrica no Brasil é um elemento-chave para atingir esse objetivo. A Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) estabelece um modelo de gestão participativa e descentralizada, com representantes do governo, de usuários de água e da sociedade civil organizada. Mais do que isso, estabelece a bacia hidrográfica como unidade de gestão territorial e, cria os comitês de bacia hidrográfica, que funcionam como verdadeiros parlamentos da água. Sua estrutura é democrática e seus membros são voluntários, por isso foram criadas as agências de água, que são organizações de assessoria técnica para os comitês.

A gestão das bacias hidrográficas brasileiras baseia-se nos cinco instrumentos previstos na Lei das Águas (ANA, 2018; BRASIL, 1997): Planos de Recursos Hídricos; Enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes da água; Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; Cobrança pelo uso de recursos hídricos e Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos.

De acordo com o indicador ODS 6.5, o grau de implantação da gestão integrada de recursos hídricos no Brasil tem pontuação de 53,8 (na faixa de 0 a 100) (ANA, 2019b). Isso significa que, apesar dos avanços desde a Lei das Águas, ainda há uma lacuna entre os instrumentos de gestão e a sua aplicação prática. Dos instrumentos brasileiros de gerenciamento de recursos hídricos, dois deles estão diretamente relacionados ao planejamento integrado da gestão. O primeiro é o Plano de Recursos Hídricos, construído para os níveis nacional, estadual e de bacia hidrográfica. O segundo é o Enquadramento, que consiste basicamente em estabelecer a meta de qualidade da água (classe) a ser alcançada ou mantida em um segmento do corpo d'água, de acordo com os seus usos (CONAMA, 2005).

Nesse sentido, o Enquadramento é o instrumento legal para melhorar a qualidade dos rios brasileiros juntamente com o Plano de Bacia. O problema é que, mesmo após duas décadas da Lei das Águas, apenas 50% dos estados brasileiros possuem atos normativos que enquadraram seus corpos hídricos e, mesmo nesses estados, o número de rios enquadrados é assustadoramente pequeno (ANA, 2019a). Além disso, poucos estudos são encontrados nesta temática (COSTA et al., 2019, 2020; RIBEIRO; HORA, 2019), evidenciando uma lacuna na gestão dos recursos hídricos brasileiros.

Então, como melhorar a qualidade da água nos rios brasileiros? Para responder a essa pergunta, tomamos a bacia do Rio Piabanha como área de estudo. Os objetivos deste capítulo são: i) diagnosticar a poluição urbana no Rio Piabanha; ii) modelar as reduções de carga orgânica necessárias para atingir os cenários estabelecidos de qualidade da água e iii) propor o Enquadramento do Rio Piabanha a fim de estabelecer diretrizes estratégicas de implementação.

4.2 Materiais e métodos

4.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Piabanha (Figura 4.1 e Figura 4.2) possui uma área de drenagem de 2.050 km² e mais de 535 mil habitantes. A região apresenta um clima tropical úmido com precipitações anuais acumuladas médias variando de 2.000 mm em Petrópolis a 1.300 mm em Três Rios. A nascente do Rio Piabanha está localizada a 1.150 m de altitude e suas águas fluem cerca de 80 km em direção ao Rio Paraíba do Sul, atingindo a cota de 260 m de altitude, em relação ao nível médio do mar. As altitudes foram obtidas a partir do modelo digital de elevação (MDE) do Banco de Dados Geomorfométricos Brasileiro (TOPODATA) (VALERIANO; ROSSETTI, 2012) com resolução espacial de 30 m, derivado do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). Os dados de altimetria também foram utilizados para extrair o perfil longitudinal do rio.

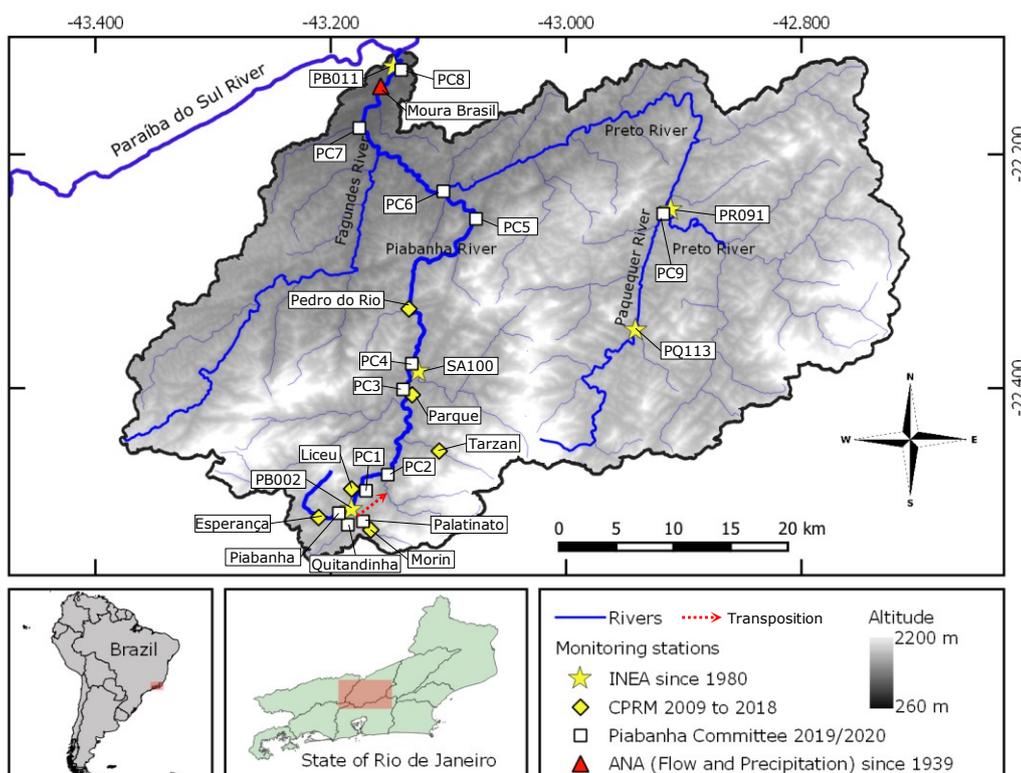


Figura 4.1: Bacia do Rio Piabanha e estações de monitoramento. Este mapa foi gerado no software de código aberto QGIS versão 3.14.15 (<https://qgis.org/>).

A bacia compreende integralmente os municípios de Teresópolis, Areal e São José do Vale do Rio Preto; e parcialmente Petrópolis, Paty do Alferes, Paraíba do Sul e Três Rios. A região concentra diversificada atividade econômica com indústrias, comércio,

serviços e agricultura. No segmento industrial, há cerca de 30 empresas onde se destacam as indústrias de cervejas, alimentos e têxteis. Os usos preponderantes de água na bacia incluem consumo humano, produção industrial, preservação de comunidades aquáticas, irrigação, pesca, harmonia paisagística (para fins sociais e culturais), preservação da vegetação ripária, recreação em áreas preservadas (LIMA, 2019) e, também, a diluição de esgoto, considerada a maior fonte de poluição da bacia (ALVIM, 2016; COSTA et al., 2020; SILVA JUNIOR, 2020; VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017).

Petrópolis e Teresópolis são as duas maiores cidades da bacia e apresentam intensa atividade econômica e turística. Por outro lado, também experimentam um crescimento desordenado, ocupações de margens de rios e de encostas com sucessivos eventos de deslizamentos e de inundações, muitas vezes com prejuízo à vida humana.

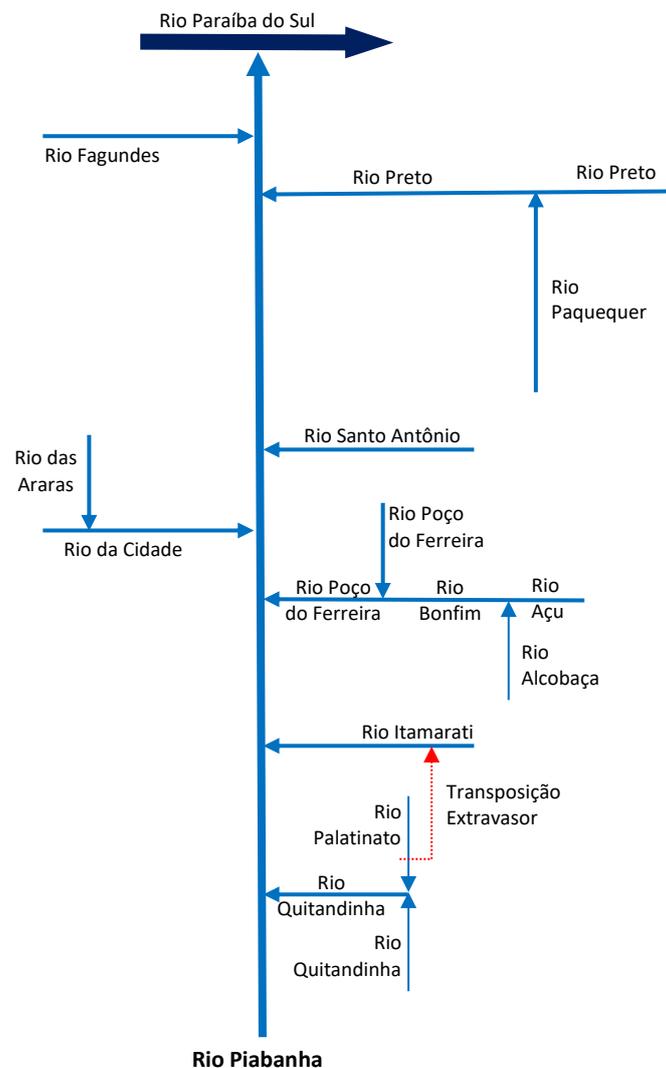


Figura 4.2: Diagrama unifilar da Bacia do Rio Piabanha.

O Comitê Piabanha é o responsável por promover a gestão dos recursos hídricos da região e, dentre suas atribuições, destaca-se a aprovação e implementação do Enquadramento de Recursos Hídricos nos termos da Lei Estadual nº 3.239/1999. Este Comitê estabeleceu como prioridade o Enquadramento do Rio Piabanha em seu planejamento estratégico para o período 2018-2020.

4.2.2 Bases de dados

Para obter um diagnóstico da qualidade da água, calibrar e validar um modelo de qualidade da água, algumas fontes de dados foram utilizadas.

4.2.2.1 Dados Hidrológicos

Foram analisados 80 anos (1939-2019) de dados de precipitação de 7 estações pluviométricas distribuídas na bacia hidrográfica e uma estação de vazão na foz do Rio Piabanha, a partir dos dados provenientes do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) (ANA, 2020b). A técnica de *quantis* foi aplicada (ALMEIDA; FREITAS; SILVA, 2013; LLANES CÁRDENAS et al., 2017) para definir as estações chuvosa e seca. Este método estatístico descreve uma estação seca como o período em que a precipitação acumulada é inferior a 30% em relação à distribuição normal da precipitação. As vazões dos rios foram calculadas a partir das equações de regionalização estabelecidas pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2003).

4.2.2.2 Série temporal de qualidade da água: dados de calibração

O Instituto Estadual do Meio Ambiente (INEA) forneceu dados de seu monitoramento sistemático, que mantém cinco estações na bacia hidrográfica, apenas duas no Rio Piabanha, com dados de 1980 até 2019. Além disso, também foram disponibilizados pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM) dados de monitoramento coletados pelos projetos EIBEX (Estudos Integrados de Bacias Experimentais) e continuados no projeto HIDROECO/Piabanha (AZEVEDO, 2017; VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017) no período entre 2009 e 2018. Foi utilizado o período de dados a partir de 2015 para calibração do modelo.

4.2.2.3 Monitoramento da qualidade da água: dados de validação

De forma a complementar e atualizar o conjunto de dados anterior, o Comitê Piabanha concebeu sua própria rede de monitoramento. As campanhas foram realizadas ao longo de um ano hidrológico, de junho de 2019 a maio de 2020, com análises mensais em 9 pontos amostrais (Figura 4.1). Maiores informações sobre essa rede de monitoramento podem ser encontradas em no Apêndice I. O monitoramento realizado inclui diversos parâmetros de qualidade da água, porém focamos em poucos parâmetros, conforme recomendado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2020a) para fins de Enquadramento. Assim, selecionamos os parâmetros: coliformes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD).

As análises de DBO e *Escherichia coli* seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) com os métodos 5210B e 9223B, respectivamente. O laboratório responsável pelas análises, Sumatex, possui acreditação na ISO/IEC 17025:2017 - *General requirements for the competence of testing and calibration laboratories*. Para os dados de OD, tivemos um problema com a calibração do sensor que incluiu o mês de agosto/2019, justamente o período de menores precipitações e vazões do ano. Assim, para garantir a confiabilidade desse dado, aguardamos até agosto de 2020 de forma a garantir condições hidrológicas e hidráulicas semelhantes. Dessa forma, os dados de OD foram medidos em agosto de 2020 utilizando a sonda multiparamétrica YSI Professional Plus (603223) com uma acurácia de 0.02 mg L^{-1} ou $\pm 2 \%$. A sonda foi previamente calibrada e posteriormente verificada, com variação inferior a 2 %.

4.2.2.4 Cobertura da terra e usos da água

O mapeamento de uso e cobertura do solo foi obtido a partir da base de dados produzida pela *Copernicus Land Service* (BUCHHORN et al., 2020). O produto tem cobertura global com 100 m de resolução espacial com processamento de imagens do ano 2019, obtidas a partir do sensor *Vegetation* a bordo do satélite PROBA. Uma descrição detalhada deste produto pode ser encontrada em BUCHHORN et al. (2020). O mapeamento, disponível em formato *raster*, foi recortado para a área de estudo no software QGIS 3.14 e posteriormente convertido em formato vetorial para cálculo das áreas de cobertura do solo.

A base de dados de usuários de água na bacia, cadastrados e outorgados, incluindo captações de água e lançamento de efluentes, foi fornecida pelo INEA a partir do Sistema Federal de Regulação de Usos (REGLA) (ANA, 2020c). Além disso, outros estudos sobre a bacia (LIMA, 2019; SILVA JUNIOR, 2020; WEINBERG, 2018) também foram considerados, principalmente o Atlas Esgoto produzido pela ANA (ANA, 2017).

4.2.3 Modelagem da Qualidade da Água

A escolha do modelo mais adequado para um estudo depende dos objetivos e necessidades dos usuários, além de características do corpo d'água e disponibilidade de dados (BURIGATO COSTA et al., 2019). No entanto, quanto mais componentes forem representados por um modelo, maior será o número de coeficientes a serem obtidos ou adotados e, portanto, maior dificuldade na calibração do modelo. Dessa forma, na maioria dos países em desenvolvimento, como o Brasil, os problemas básicos relacionados à qualidade da água ainda não foram resolvidos, e os modelos mais simples ainda apresentam uma grande contribuição para estudos que visam o gerenciamento de cargas poluidoras (VON SPERLING, 2014).

4.2.3.1 Modelo QUAL-UFGM

Considerando nossos objetivos de uma abordagem gerencial para alocação de cargas de poluição, selecionamos o modelo QUAL-UFGM. Trata-se de uma ferramenta de código aberto implementada em uma planilha de interface simples. Este modelo tem sido amplamente utilizado no Brasil (BRINGER; REIS; MENDONÇA, 2018; CALMON et al., 2016; COSTA; TEIXEIRA, 2011; GOMES et al., 2018; LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018; OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2017; SALLA et al., 2013; SILVA; SILVA JUNIOR; LIMA, 2018; TEODORO et al., 2013; VON SPERLING; VON SPERLING, 2013), além de alguns estudos especificamente na bacia do Rio Piabanha (DE PAULA, 2011; NUNES, 2014; SILVA JUNIOR, 2020; WEINBERG, 2018). Sua modelagem matemática segue o modelo Qual2E da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA): um modelo determinístico, unidimensional, permanente e estacionário.

O modelo QUAL-UFGM assume algumas simplificações (VON SPERLING, 2014): 1) desconsideração do módulo de algas e todas as suas inter-relações com os demais constituintes, tal simplificação é justificável devido à sua aplicação em ambiente lótico; 2)

desconsideração da dispersão longitudinal uma vez que a advecção é o principal fenômeno de transporte em rios; 3) integração numérica pelo método de Euler.

Para descrever os processos de advecção e difusão, os reservatórios são representados conceitualmente como um reator de mistura homogênea e fluxo contínuo (KEUPERS; WILLEMS, 2017). Dessa forma, o Rio Piabanha foi representado por uma série de segmentos de 0,1 km, em que a equação de conservação de massa (efluentes do segmento anterior, lançamentos pontuais e cargas difusas) foi implementada na entrada de cada segmento (VON SPERLING, 2014; VON SPERLING; VON SPERLING, 2013). A equação considera uma mistura perfeita e instantânea, sua formulação é simplesmente uma média ponderada das concentrações dos constituintes com sua respectiva vazão.

O modelo conceitual do QUAL-UFMG (Figura 4.3) exhibe as inter-relações entre os seguintes constituintes: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e coliformes. As reações de produção e consumo dos constituintes seguem equações cinéticas de primeira ordem (Equações 1 e 2), na qual a taxa da reação é proporcional à concentração inicial do constituinte. Todos os processos e equações são descritos em detalhes por VON SPERLING (2014).

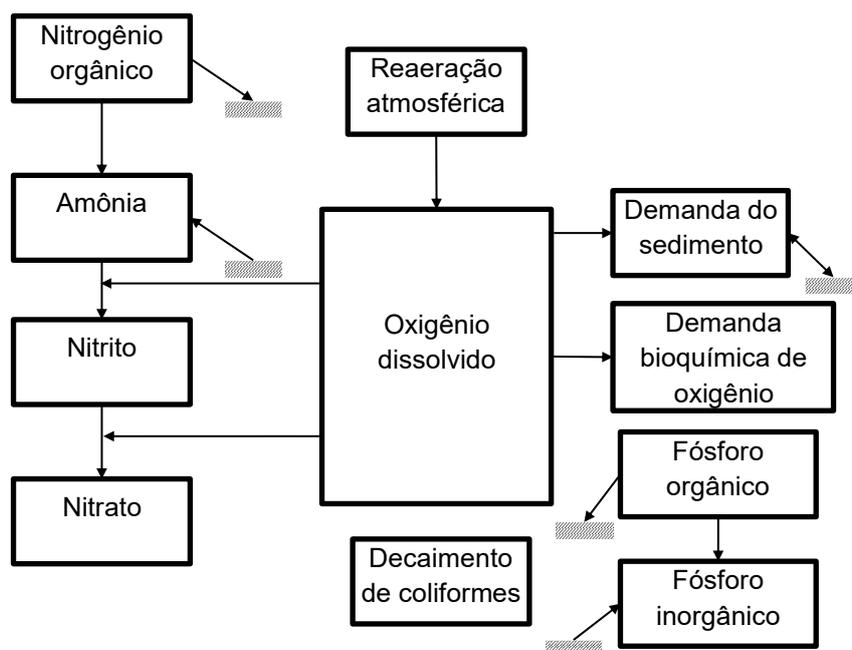


Figura 4.3: QUAL-UFMG, modelo conceitual para inter-relações dos constituintes. A relação com os sedimentos é indicada pelos elementos hachurados. Fonte: VON SPERLING (2014).

$$\frac{dC}{dt} = -KC \quad (1)$$

$$C = C_0 \cdot e^{-Kt} \quad (2)$$

Onde:

- K = Constante da reação (dia^{-1});
- C = Concentração dos constituintes (mg L^{-1} ou NMP 100mL^{-1} para coliformes);
- C_0 = Concentração inicial dos constituintes (mg L^{-1} ou NMP 100mL^{-1} para coliformes);
- t = Tempo (dia).

4.2.3.2 Calibração, validação e cenários prognósticos

O processo de calibração e todos os dados de entrada do modelo estão detalhadamente descritos em SILVA JUNIOR (2020), e são apresentados resumidamente na sequência. É importante destacar que esta tese tem como foco a gestão de recursos hídricos, assim, o prognóstico da qualidade da água foi conduzido em parceria com Silva Júnior, tendo por base seu trabalho prévio na base região (SILVA JUNIOR, 2020). Porém, isso não significou o uso passivo dos resultados da modelagem o modelo foi avaliado e melhorado exaustivamente em parceria com o referido autor/colaborador. Por exemplo, foi implementado no modelo a transposição de águas entre o Rio Palatinato e o Rio Itamarati (Figura 4.4 e Figura 4.5).

A divisão do conjunto amostral é a abordagem mais adotada para realizar a calibração e validação do modelo (MORIASI et al., 2015; VON SPERLING, 2014). Recomenda-se que o período de dados utilizados na calibração seja longo o suficiente para abranger toda a variedade de condições esperadas na bacia hidrográfica ao longo de vários anos (ARNOLD et al., 2012). Assim, o conjunto de dados entre 2015 e 2019 foi utilizado para calibrar o modelo. Para validar seus resultados, foi utilizado o conjunto de dados 2019/2020. Ambos os desempenhos de calibração e validação foram avaliados pelo coeficiente de determinação (R^2) entre os valores preditos e observados (SILVA; SILVA JUNIOR; LIMA, 2018; VON SPERLING, 2014), bem como uma inspeção visual do ajuste da curva (VON SPERLING; VON SPERLING, 2013). A topologia do modelo e as estações de monitoramento utilizadas na calibração são apresentadas na Figura 4.4.

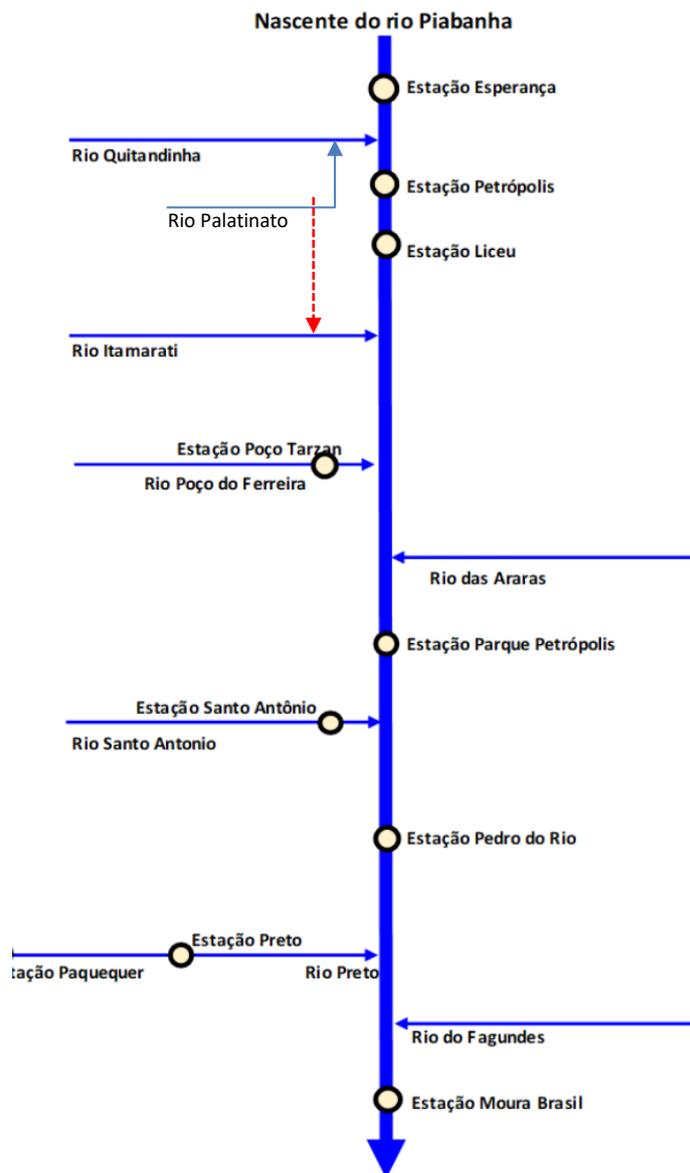


Figura 4.4: Topologia do modelo do Rio Piabanha, com a representação da transposição do Rio Palatinato para o Rio Itamarati. Fonte: Adaptado de SILVA JUNIOR (2020).

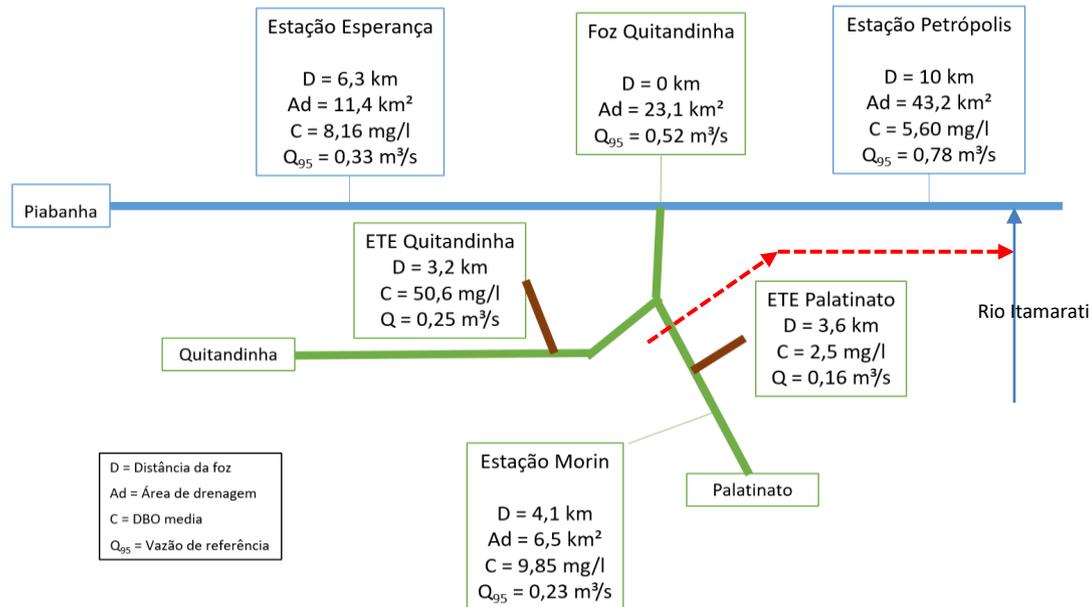


Figura 4.5: Modelo conceitual da bacia do Rio Quitandinha, com a representação da transposição do Rio Palatinato para o Rio Itamarati. Fonte: Adaptado de SILVA JUNIOR (2020).

A calibração do modelo QUAL-UFGM foi realizada usando a vazão média de longo termo (Q_{MLT}) e as concentrações médias de OD, DBO e coliformes a partir do conjunto de dados de monitoramento da CPRM/INEA. As vazões foram derivadas das equações de regionalização (Equações 3 a 6) estabelecidas pelo Serviço Geológico Brasileiro (CPRM, 2003). Os parâmetros hidrodinâmicos foram obtidos por meio de equações de regressão (Figura 4.6) para profundidade, velocidade e fluxo (DE PAULA, 2011).

$$Q_{MLT \text{ Piabanha}} = 0,1698A_d^{0,6978} \quad (3)$$

$$Q_{MLT \text{ Fagundes}} = 0,0095A_d^{0,9182} \cdot P^{3,0797} \quad (4)$$

$$Q_{95 \text{ Piabanha}} = 0,0721A_d^{0,6422} \quad (5)$$

$$Q_{95 \text{ Fagundes}} = 0,0049A_d^{0,8443} \cdot P^{2,8897} \quad (6)$$

Onde:

A_d = Área de drenagem (km²). Restrições: 40 km² ≤ A_d ≤ 2.050 km².

P = Precipitação média (m).

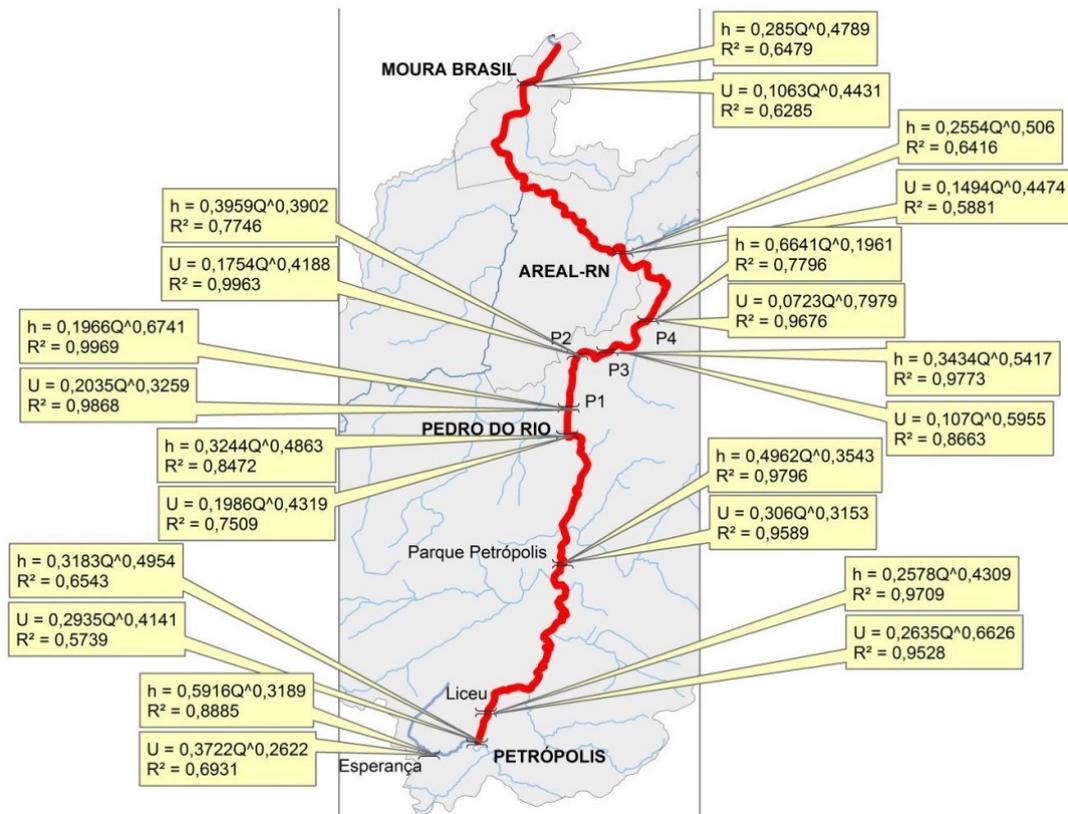


Figura 4.6: Relações de velocidade x vazão e profundidade x vazão no Rio Piabanha. Fonte: DE PAULA (2011).

Os dados de uso de água, captações e lançamentos, também foram inseridos no modelo (Figura 4.7). Os dados referentes ao setor de saneamento foram derivados do Atlas Esgoto da Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), tanto para as cargas pontuais lançadas pelas ETE's quanto para o lançamento difuso decorrente do excedente da carga não tratada. Os usos industriais foram obtidos do Cadastro Nacional de Recursos Hídricos, fornecido pelo INEA. Os referidos dados podem ser encontrados em SILVA JUNIOR (2020) nos seus Anexos A e B.

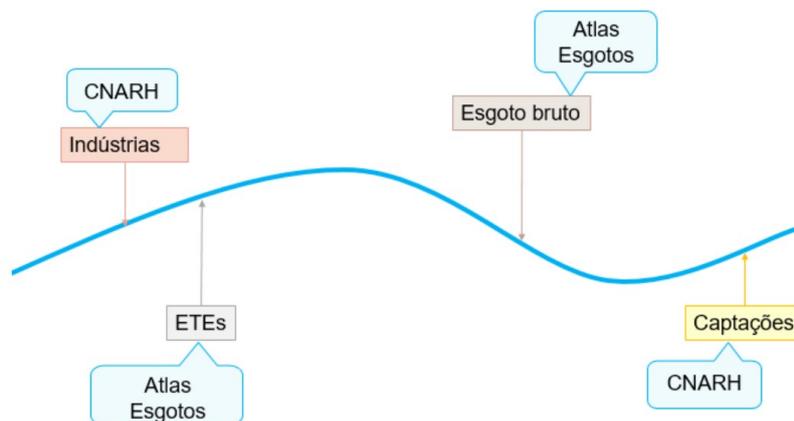


Figura 4.7: Esquema conceitual das contribuições de carga orgânica no rio e suas respectivas fontes. Fonte: SILVA JUNIOR (2020).

Para estimativas iniciais dos coeficientes (Tabela 4.1) de desoxigenação (K_1), decomposição (K_d), sedimentação (K_s), reaeração (K_2) e decaimento de coliformes (K_n), foram aplicados os valores indicados por VON SPERLING (2014) de acordo com as características físicas de cada trecho do rio. Em seguida, esses coeficientes foram otimizados usando o pacote Microsoft Excel Solver de acordo com uma função objetivo que maximiza os valores de R^2 . Posteriormente os coeficientes foram consistidos e, quando necessário, modificados de acordo com o ajuste visual da curva.

Tabela 4.1: Coeficientes inicialmente adotados e calibrados.

Estações	Petrópolis	Liceu	Parque Petrópolis	Pedro do Rio	Moura Brasil
Distância (km)	10	12	28	40	76
K_1 – inicial (d^{-1})	0,40	0,25	0,25	0,28	0,25
K_1 – calibrado (d^{-1})	0,30	0,35	0,35	0,4	0,4
K_d – inicial (d^{-1})	0,68	0,51	0,43	0,41	0,36
K_d – calibrado (d^{-1})	0,50	2,50	0,50	0,20	0,40
K_2 - inicial (d^{-1})	12,62	6,62	2,69	2,22	1,47
K_2 - calibrado (d^{-1})	1,00	1,00	5,00	3,50	1,00
K_s - adotado (d^{-1})	0,35	0,50	0,20	0,50	0,50
K_n – adotado (d^{-1})	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0

Fonte: Para mais detalhes ver SILVA JUNIOR (2020).

Em relação ao processo de calibração dos coeficientes do modelo (Tabela 4.1), o trecho entre as estações Liceu e Parque Petrópolis apresentou um elevado valor do parâmetro K_d , 2,5. A principal razão para isso pode estar relacionada ao despejo de esgoto *in natura* do aglomerado subnormal Atílio Marote que são lançados nesta região. Além disso, trata-se de uma região de baixas vazões naturais, com nível raso (inferior a 50 cm), com fundo pedregoso que propicia uma maior superfície de suporte à biomassa (bactérias), sendo mais efetiva à decomposição. Também pode ser notada a presença de algas neste trecho. Ou seja, o trecho possui elevada carga orgânica biodegradável e alta aeração da água. Portanto, este parâmetro foi elevado para incorporar esses efeitos e corresponder aos valores observados de DBO e OD. ARCEIVALA (1981) apud VON SPERLING (2014) cita valores de coeficiente de remoção ($K_r = K_d + K_s$) com valores variando de 0,3 a 2,0 d^{-1} para rios com vazões inferiores a 20 $m^3 s^{-1}$.

O trecho seguinte, entre o Parque Petrópolis e Pedro do Rio, apresentou altos valores de K_2 . Isso era esperado pelo fato do trecho conter várias pequenas cascatas que

aumentam a concentração de oxigênio na água (VON SPERLING, 2014). Assim, este efeito físico foi incorporado no parâmetro K_2 . Seus valores dependem dos dados de velocidade e profundidade do curso d'água, de forma que as diferentes metodologias para obtenção deste parâmetro resultam em uma ampla faixa de valores. Desse modo, foi empregada a média geométrica para a estimativa inicial do parâmetro K_2 , procedimento este recomendado quando os dados variam em sua ordem de grandeza (VON SPERLING, 2014).

A validação do modelo foi realizada para a condição de vazão mais crítica para qualidade da água, quando são observadas as vazões mínimas, como é o caso da vazão com 95% permanência (Q_{95}). Em termos estatísticos, representa a vazão disponível em pelo menos 95% do tempo, definida pelo INEA como a vazão de referência para outorga de recursos hídricos (INEA, 2018). A mesma carga orgânica aplicada à vazão média de longo termo, Q_{MLT} também foi aplicada na vazão Q_{95} usando o princípio de conservação de massa (Equação 7). No processo de validação do modelo, foram utilizados os dados observados no monitoramento de campo de agosto de 2019/2020. Esses dados correspondem às condições hidrológicas semelhantes e são representativos da condição de vazão Q_{95} . Os valores de R^2 (SILVA; SILVA JUNIOR; LIMA, 2018; VON SPERLING, 2014) e o ajuste da curva visual (VON SPERLING; VON SPERLING, 2013) também foram usados para avaliar o desempenho do modelo.

$$Carga\ Orgânica = Q_{MLT} \times C_{MLT} = Q_{95} \times C_{95} \quad (7)$$

Onde:

Q_{MLT} , C_{MLT} = Vazão média de longo termo e sua respectiva concentração de carga orgânica.

Q_{95} , C_{95} = Vazão de permanência em 95% do tempo e sua respectiva concentração de matéria orgânica.

Uma vez que o modelo foi calibrado e validado, dois cenários progressivos (ANA, 2020a; FRIES et al., 2019; PORTO; PORTO, 2008) de redução da carga orgânica foram simulados. O primeiro cenário visa reduzir as concentrações de DBO no Rio Piabanha para até 10 mg L^{-1} , que corresponde ao enquadramento classe 3 de acordo com a CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). O segundo cenário visa enquadrar o Rio Piabanha como, pelo menos, classe 2 para concentrações de DBO, ou seja, 5 mg L^{-1} (CONAMA, 2005).

4.3 Resultados

4.3.1 Cobertura da terra e usos da água

A bacia hidrográfica do Piabanha (Figura 4.8) apresenta o predomínio de florestas com 77% da cobertura do solo que, juntamente com a vegetação herbácea e arbustiva, correspondem a 97% do território. As áreas urbanas correspondem a 44 km² e a sub-bacia de Petrópolis destaca-se como a região mais populosa da bacia. A agricultura é realizada majoritariamente em pequenas propriedades, que juntas correspondem a 18 km², menos de 1% da área da bacia. Devido à resolução espacial, o mapeamento detecta apenas lavouras com áreas maiores que 1 hectare.

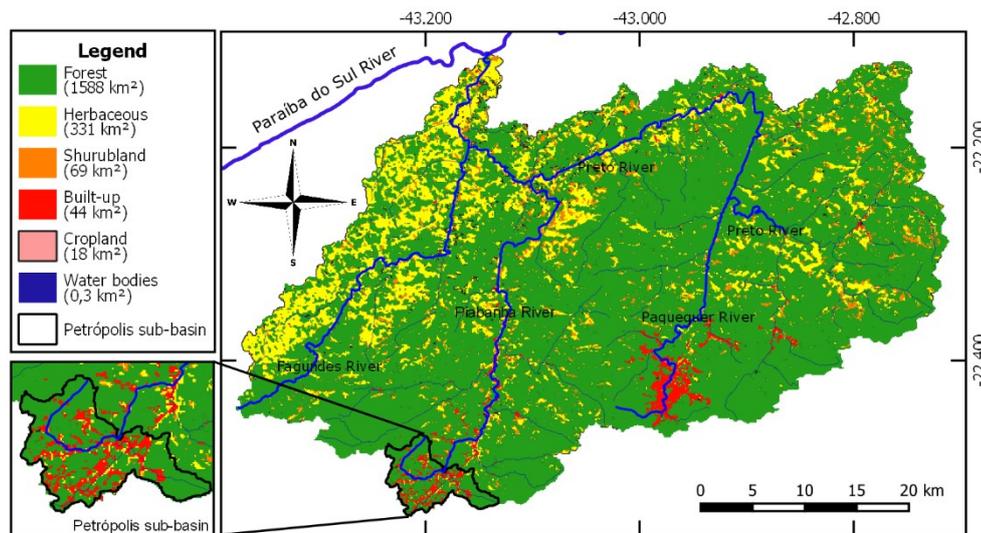


Figura 4.8: Mapeamento de uso e cobertura do solo obtido a partir da base de dados da *Copernicus Land Service* (BUCHHORN et al., 2020). Este mapa foi gerado no software de código aberto QGIS versão 3.14.15 (<https://qgis.org/>).

Em relação às outorgas de recursos hídricos concedidas pelo INEA na bacia hidrográfica, o setor de saneamento possui o maior volume outorgado, atingindo 1,40 m³ s⁻¹, seguido do setor industrial, com 0,30 m³ s⁻¹, respectivamente 80% e 15%. Os demais usos somados representam 5% das outorgas. Com relação ao lançamento de efluentes, é observado um comportamento semelhante. O setor de agricultura não possui usuários outorgados na bacia. Por outro lado, existe um número significativo de usuários cadastrados no banco de dados que ainda aguardam análise do órgão ambiental.

4.3.2 Sazonalidade na bacia hidrográfica e monitoramento da qualidade da água

O período de estiagem na bacia hidrográfica do Rio Piabanha pode ser considerado de maio a setembro (Figura 4.9) para as estações Petrópolis e Bingen (1939 - 2019), de acordo com a análise de *quantis* (ALMEIDA; FREITAS; SILVA, 2013; LLANES CÁRDENAS et al., 2017). A série temporal de precipitação apresenta distribuição normal ($169,31 \pm 132,53$ mm) e os meses secos são aqueles em que a precipitação acumulada (P) é inferior a 100 mm na bacia estudada. Conseqüentemente, a estação chuvosa compreende os meses de outubro a abril. O mês de setembro marca o início do ano hidrológico, porém, estatisticamente, apresenta características do período de estiagem ($P < 100$ mm), principalmente considerando a pequena diferença de vazão entre agosto e setembro (Figura 4.9).

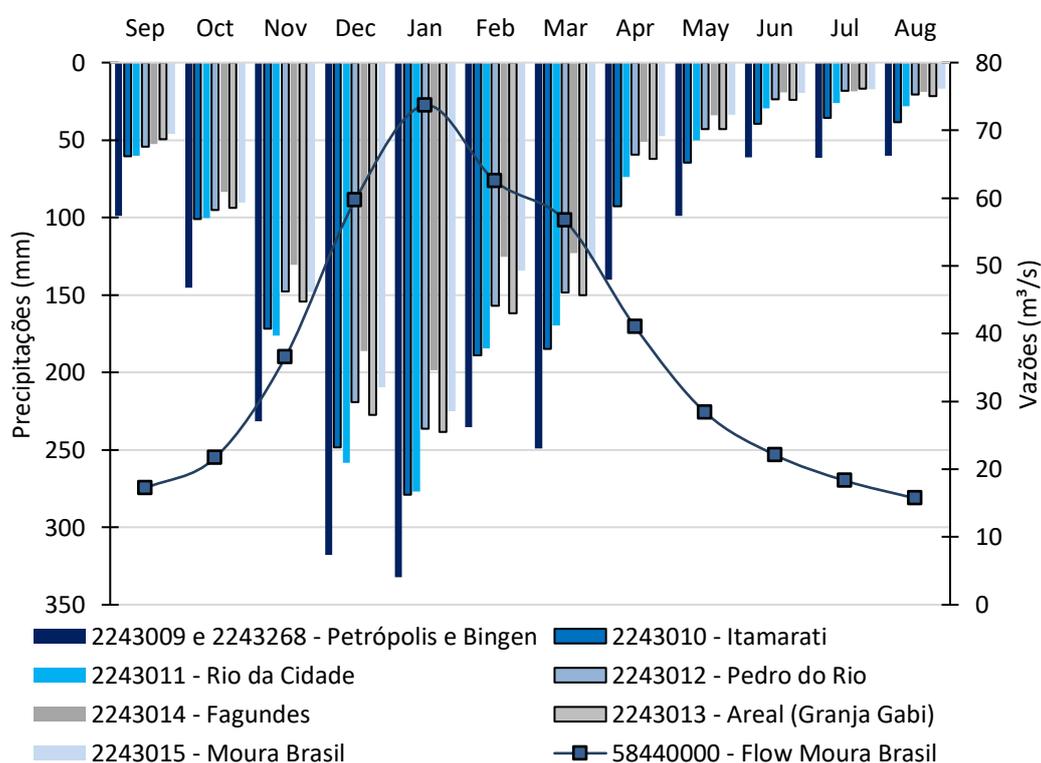


Figura 4.9: Chuvas na bacia hidrográfica e vazão na foz do Rio Piabanha, médias mensais de 1939 a 2019. O período de seca corresponde aos meses de maio a setembro. O período chuvoso corresponde aos meses de outubro a abril. Cada elemento gráfico corresponde a uma estação da rede hidrométrica brasileira, que é indicada com seu respectivo nome e código.

Em seguida, analisamos somente o conjunto de dados 2019/2020, uma vez que o período 2015/2019 foi utilizado apenas para a calibração do modelo, conforme descrito anteriormente.

Para o Rio Piabanha como um todo, o parâmetro DBO (Figura 4.10A e Figura 4.10B) apresentou concentrações médias de 10,3 mg L⁻¹ no período chuvoso e 6,57 mg L⁻¹ no período seco. O oxigênio dissolvido (Figura 4.10C e Figura 4.10D) apresentou concentrações inferiores a 5 mg L⁻¹ nos primeiros 30 km do rio no período de estiagem. Da mesma forma, o parâmetro coliformes (Figura 4.10E e Figura 4.10F) apresentou valores superiores a 1000 NMP 100 mL⁻¹ em praticamente todas as amostras tanto na estação chuvosa quanto na estiagem, exceto nos últimos trechos do rio.

Em uma descrição mais detalhada de cada estação, pode-se notar que o parâmetro DBO apresentou maiores concentrações no alto curso do Rio Piabanha (Figura 4.10A e Figura 4.10B), que corresponde à região mais urbanizada e que também concentra a maior parte das atividades industriais da bacia hidrográfica. O primeiro trecho analisado tem 12 km de extensão e compreende a área urbana de Petrópolis mais densamente ocupada. Nesse trecho, a DBO atinge maiores concentrações nos meses de estiagem. Assim, o parâmetro DBO e o período de estiagem são enfatizados (Figura 4.10A).

No médio curso do Rio Piabanha, à medida que o rio se afasta das áreas urbanas, a concentração de DBO diminui até o km 29 (Figura 4.10A). Porém, no km 33, as concentrações voltam a subir no período de seca (Figura 4.10A), logo após o distrito de Itaipava, região altamente turística e também bastante urbanizada com intensa atividade hoteleira e de serviços. Após esse trecho, ocorrem lançamentos de efluentes de algumas empresas, principalmente de uma cervejaria, além de cargas difusas de esgoto.

Em seu baixo curso, o Rio Piabanha recebe no km 58 seu principal afluente, o Rio Preto/Paquequer, que drena a segunda maior cidade da bacia hidrográfica, Teresópolis, com baixos níveis de tratamento de esgoto e também usos diversificados de água. O Rio Preto possui água de qualidade semelhante à do Rio Piabanha, sendo ligeiramente melhor na estação seca. Após esse trecho, pouco antes do km 70 (Figura 4.10A), o Rio Piabanha recebe o Rio Fagundes, seu segundo principal afluente, que drena uma bacia rural e contribui para diluir a poluição no Rio Piabanha.

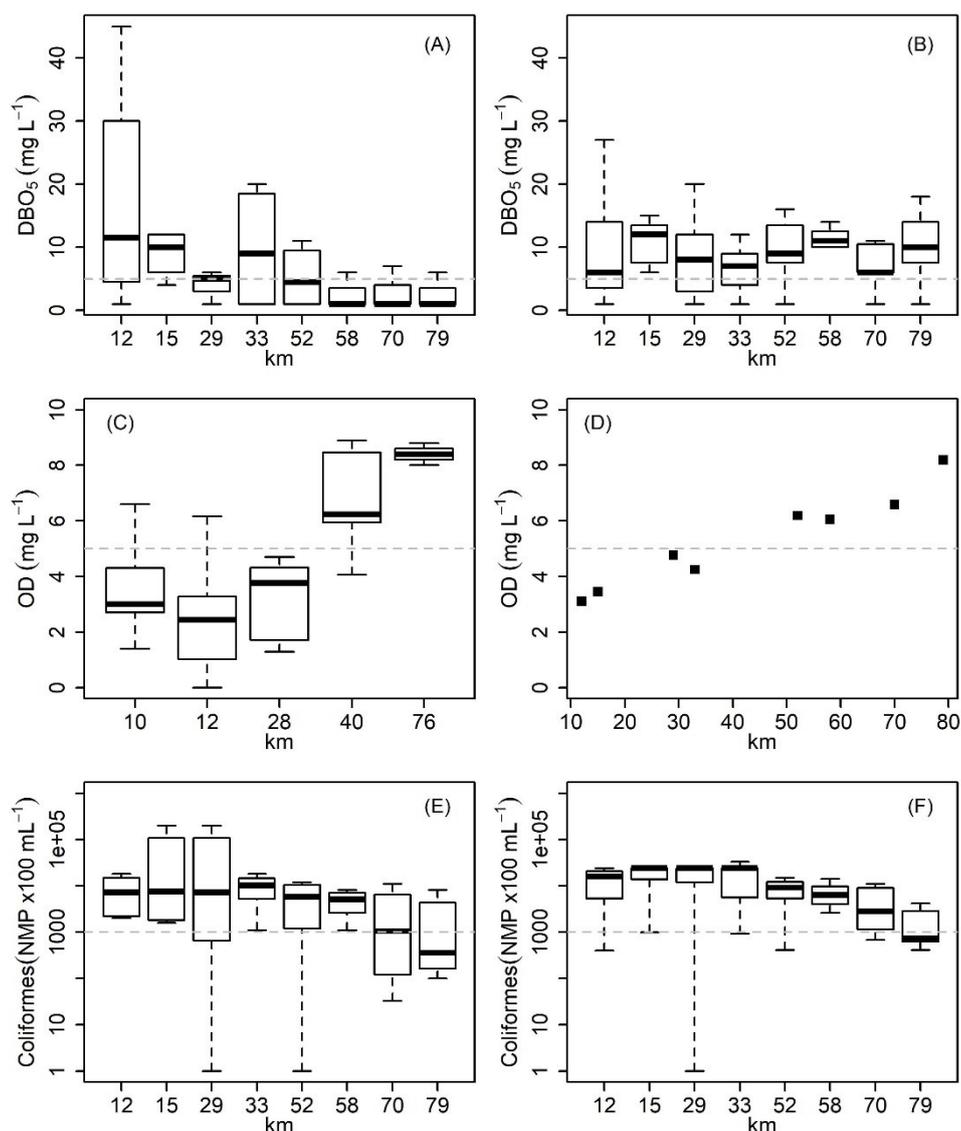


Figura 4.10: Variabilidade longitudinal e sazonal da qualidade da água no Rio Piabanha. As linhas tracejadas horizontais representam o limite para classe 2 pela resolução CONAMA 357. (A) DBO para a estação seca (maio a setembro); (B) DBO para a estação chuvosa (outubro a abril); (C) OD para a estação seca (dados 2015-2019); (D) OD medido em agosto de 2020, mês mais seco do ano, com vazão compatível com a Q₉₅; (E) *Escherichia coli* para a estação seca (maio a setembro); (F) *Escherichia coli* para a estação chuvosa (outubro a abril).

4.3.3 Modelagem da qualidade da água e prognóstico

O processo de calibração do modelo (Figura 4.11) atingiu os seguintes valores de R²: 0,94 para DBO; 0,93 para OD e 0,90 para transformação logarítmica de coliformes, enquanto o processo de validação alcançou os seguintes valores de R²: 0,97 para DBO; 0,81 para OD e 0,48 para transformação logarítmica de coliformes. Uma amostra de OD foi considerada *outlier* e, então, foi excluída. Os resultados gráficos do modelo e os dados

de monitoramento observados para agosto (2019-2020), o mês mais seco do ano hidrológico, usados no processo de validação são exibidos na Figura 4.12A e na Figura 4.12B. Os cenários prognósticos são exibidos na Figura 4.12C, na Figura 4.13 e na Figura 4.14.

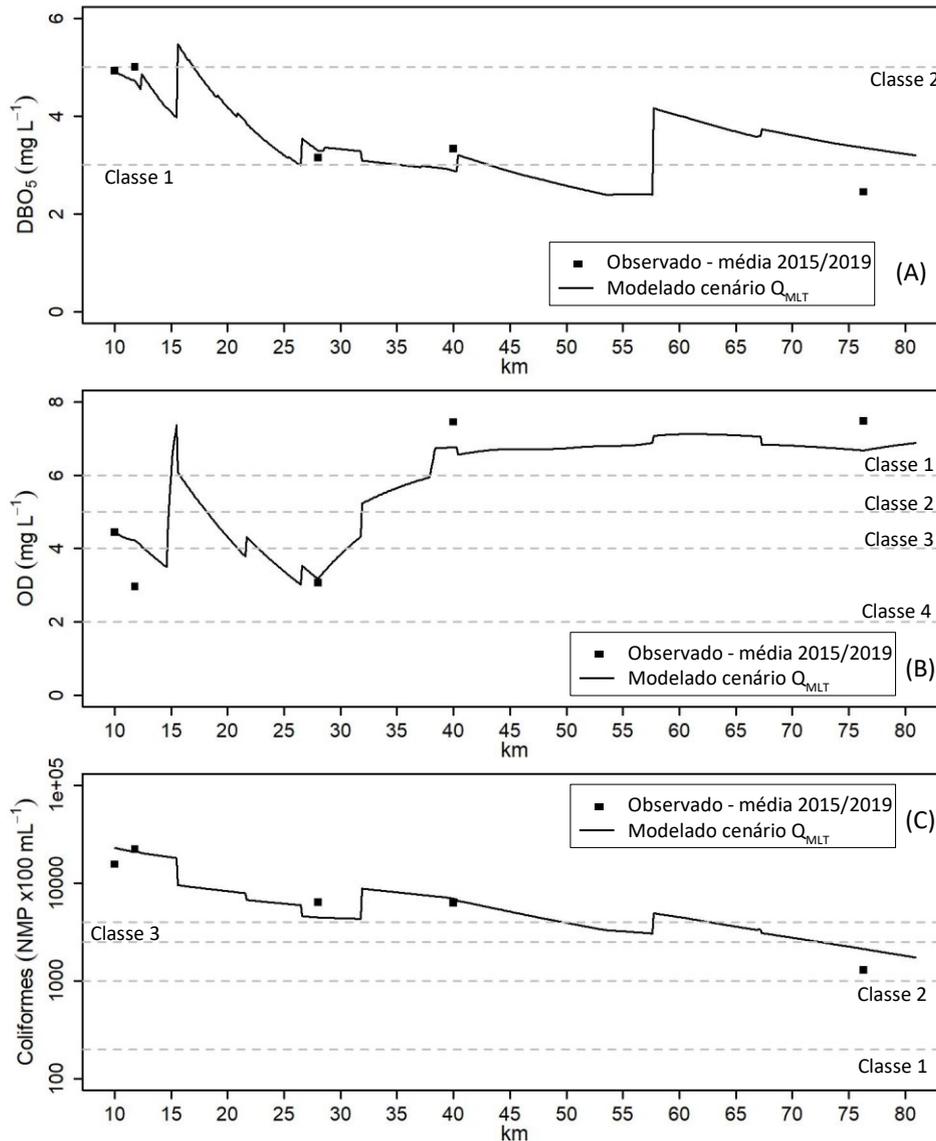


Figura 4.11: Calibração do modelo QUAL-UFGM. As linhas tracejadas representam os limites para cada classe de qualidade estabelecida pela CONAMA 357/2005.

As correlações entre valores observados e calculados para OD e coliformes foram menores no cenário Q_{95} do que no cenário base Q_{MLT} . Essa diferença pode estar associada a alguns motivos. Em primeiro lugar, porque os dados de monitoramento utilizados não correspondem às mesmas condições hidrológicas utilizadas no cenário base, portanto, a diluição afeta as concentrações dos parâmetros de qualidade da água. Em segundo lugar, o processo amostral pode produzir *outliers* que diminuem o coeficiente de determinação,

por isso eles foram identificados e removidos. Em terceiro lugar, coliformes e OD são parâmetros muito sensíveis e podem ser afetados por diversos efeitos, como a fotossíntese e os processos de eutrofização em regiões altamente poluídas. Por último, coliformes são microrganismos vivos e podem ser afetados por cargas tóxicas instantâneas. Devido ao baixo valor de R^2 (0,48) na validação dos coliformes, os mesmos não foram considerados na análise.

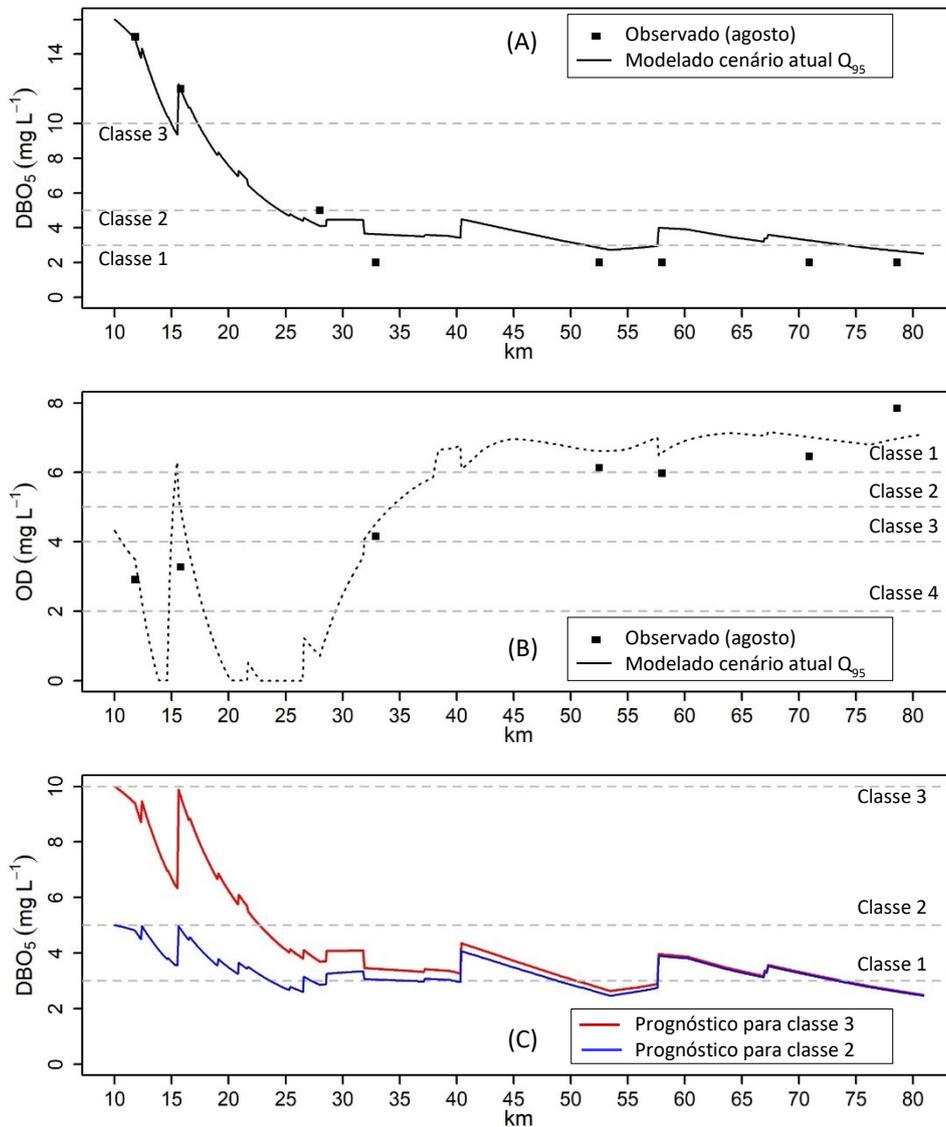


Figura 4.12: Resultados do modelo QUAL-UFMG para o mês mais seco do ano com a vazão Q₉₅. A) Validação do modelo para DBO. B) Validação do modelo para OD. C) Prognóstico da DBO correspondendo aos cenários de classe 2 (curva superior, em vermelho, com concentração inicial de 10 mg L⁻¹) e classe 3 (curva inferior, azul, com concentração inicial de 5 mg L⁻¹). As linhas tracejadas representam os limites para cada classe de qualidade estabelecida pela CONAMA 357/2005.

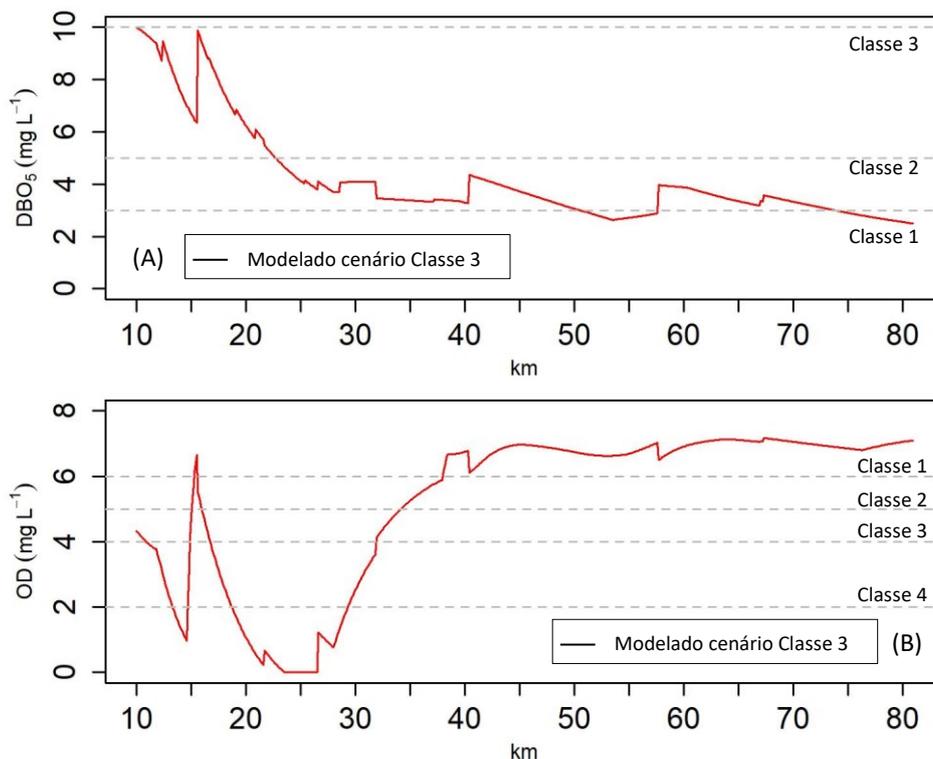


Figura 4.13: Prognóstico cenário classe 3. A) Demanda bioquímica de oxigênio. B) Oxigênio dissolvido. As linhas tracejadas representam os limites para cada classe de qualidade estabelecida pela CONAMA 357/2005.

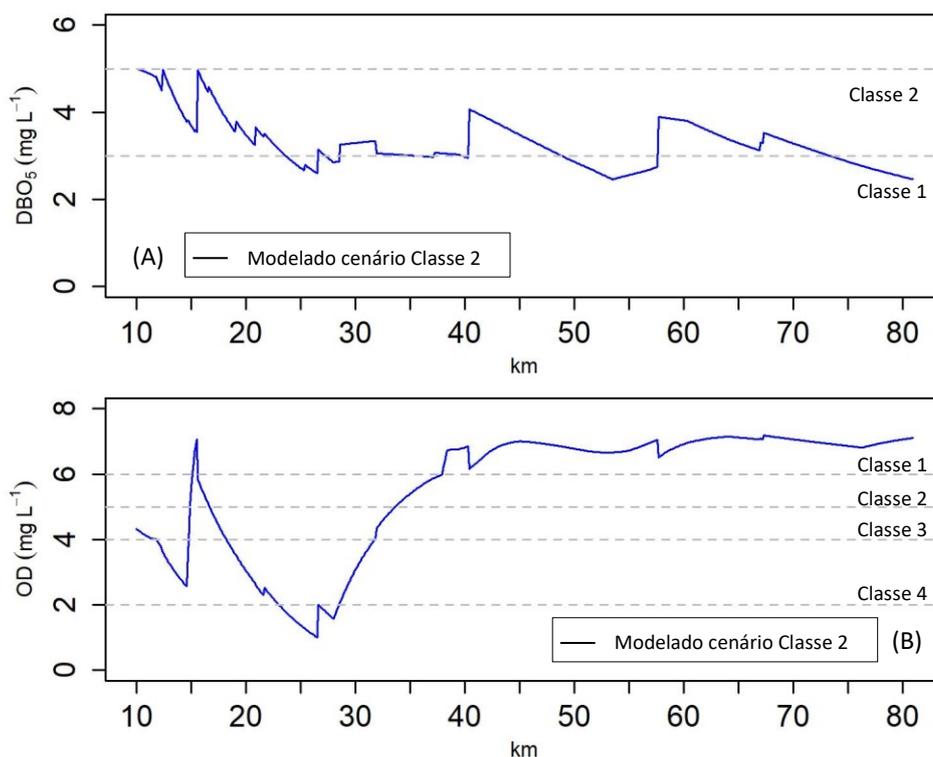


Figura 4.14: Prognóstico cenário classe 2. A) Demanda bioquímica de oxigênio. B) Oxigênio dissolvido. As linhas tracejadas representam os limites para cada classe de qualidade estabelecida pela CONAMA 357/2005.

O primeiro cenário prognóstico, que corresponde ao enquadramento classe 3, poderia ser alcançado em termos da demanda bioquímica de oxigênio reduzindo em 37,5% a carga orgânica lançada nos primeiros 10 km do Rio Piabanha na sub-bacia de Petrópolis (Figura 4.8), que possui uma área de apenas 45 km². Este cenário é exibido na curva superior (vermelha) na Figura 4.12C e na Figura 4.13. Após os primeiros 25 km do Rio Piabanha, os trechos seguintes podem ser classificados em função da DBO como classe 2, e ainda, classe 1. O parâmetro oxigênio dissolvido alcançou a classe 3 somente após o trecho urbano de Petrópolis.

Em uma segunda etapa, o cenário prognóstico correspondente ao enquadramento classe 2 poderia ser alcançado para DBO ao reduzir a carga orgânica em: 50% na sub-bacia Petrópolis; 40% tanto na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) Quarteirão Brasileiro quanto na empresa Xerium e; 57% na sub-bacia do Rio Itamarati que recebe uma transposição do Rio Palatinato. Essas reduções diminuiriam significativamente o perfil de concentração de DBO do rio, conforme mostrado na curva inferior (azul) na Figura 4.12C e na Figura 4.14. Como resultado, toda a extensão do Rio Piabanha corresponderia ao enquadramento classe 2 e alguns trechos atingiriam a classe 1, em termos de DBO. Do mesmo modo que no cenário anterior, o parâmetro oxigênio dissolvido alcançou a classe 2 somente após o trecho urbano de Petrópolis.

4.4 Discussões

4.4.1 Diagnóstico da qualidade da água

As principais áreas urbanas da bacia hidrográfica estão nas cabeceiras da bacia (Figura 4.8), causando poluição logo no início dos rios principais, o que pode sugerir que os projetos de reabilitação devam se concentrar nessas áreas (WEINBERG, 2018). Existem evidências de que a principal fonte de poluição na bacia do Piabanha é o esgoto urbano (ALVIM, 2016; SILVA JUNIOR et al., 2021; VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017) e que os coliformes são o parâmetro de qualidade da água mais relevante (VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017). Além disso, o setor de saneamento representa o maior uso outorgado bacia (ANA, 2020c; SANTOS et al., 2018), no entanto, existem vários usuários cadastrados aguardando a análise do INEA (SANTOS et al., 2018).

Outros fatores como a poluição difusa da agricultura são importantes de serem avaliados, pois estão associados ao carreamento de nutrientes para os sistemas aquáticos (DALU et al., 2019; ROYER; DAVID; GENTRY, 2006), embora a cobertura do solo registre menos de 1% de áreas agrícolas na área de estudo (Figura 4.8). Pesquisas na bacia do Piabanha (ALVIM, 2016; ALVIM et al., 2014) indicam que a poluição por esgoto contribui com pelo menos 43% da carga de nitrogênio lançada no rio, o aporte atmosférico responder por cerca de 31% e a agricultura é responsável por menos de 15%. Da mesma forma, as maiores concentrações de fósforo são observadas nos trechos urbanos (ALVIM, 2016).

A sazonalidade das chuvas e das vazões (Figura 4.9) afeta diretamente a qualidade da água do rio (Figura 4.10), em concordância com ARAÚJO (2016) que também mostra que o mês de agosto apresenta as menores vazões. O Rio Piabanha como um todo apresentou as maiores concentrações de poluentes no período chuvoso (Figura 4.10). Esse comportamento está de acordo com outros estudos (GAUR et al., 2005; NGOYE; MACHIWA, 2004; ZHAO et al., 2018) e pode estar relacionado ao carreamento de poluentes (*wash load*) devido ao elevado escoamento superficial na bacia hidrográfica durante eventos de precipitação (CHURCH, 2006; YUILL; GASPARINI, 2011).

O parâmetro DBO apresentou altas concentrações no alto curso da bacia (Figura 4.10A e Figura 4.10B), compatível com a classe 4 (CONAMA, 2005), a pior possível. A DBO é considerada o parâmetro mais importante para a qualidade da água (JOUANNEAU et al., 2014; VIGIAK et al., 2019), pois influencia diretamente as concentrações de oxigênio dissolvido e, geralmente, pode estar relacionada a presença de coliformes, indicando um possível contaminação por esgoto (SAUVÉ et al., 2012; ZHANG et al., 2020). O parâmetro coliforme (Figura 4.10C e Figura 4.10D) violou o valor máximo permitido para quase todas as classes e condições (CONAMA, 2005), exceto para o trecho final próximo à foz do Rio Piabanha, ratificando outros estudos (VILLAS-BOAS; OLIVERA; DE AZEVEDO, 2017; WEINBERG, 2018). Da mesma forma, o monitoramento realizado mostrou que a estação seca (Figura 4.10A) apresenta a condição mais crítica para a qualidade da água nas áreas urbanas, possivelmente devido à baixa capacidade de diluição da poluição, corroborando com outros estudos (HASHEMI MONFARED et al., 2017; MA et al., 2020).

O Rio Piabanha possui várias pequenas cachoeiras e seções declivosas que aumentam a aeração e contribuem para o processo de autodepuração (KHDHIRI; POTIER; LECLERC, 2014). O Rio Preto apresenta qualidade da água semelhante à do

Rio Piabanha, sendo ligeiramente melhor na estação seca, possivelmente devido à sua barragem para geração de energia que contribui para a retenção de sedimentos (LI et al., 2018; MAAVARA et al., 2020), especialmente em períodos de baixas vazões.

4.4.2 Desempenho do modelo e redução das cargas de poluição

Os coeficientes de determinação alcançados nos processos de calibração e validação do modelo são considerados muito bons na literatura (MORIASI et al., 2015), e atingiram valores superiores a estudos semelhantes em rios brasileiros (LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018; OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2017), à exceção do parâmetro coliformes. O modelo foi validado para a condição de poluição mais crítica, quando são encontradas vazões mais baixas e, conseqüentemente, o rio apresenta baixa capacidade de diluição, em concordância com outros estudos (AHIPATHY; PUTTAIAH, 2006; KUMAR; REDDY, 2009). Essa validação foi possível porque o monitoramento 2019/2020 representou condições hidrológicas compatíveis com a vazão Q_{95} , observada em agosto, durante o período de estiagem da bacia (ARAÚJO, 2016), corroborando com outros estudos (DE PAULA, 2011; JERVES-COBO et al., 2020; NUNES, 2014). Assim, dois cenários para redução de carga orgânica foram simulados, no entanto, é fortemente recomendado que mais metas intermediárias (ANA, 2020a; FRIES et al., 2019; PORTO; PORTO, 2008) sejam estabelecidas. As simulações na sub-bacia de Petrópolis estão de acordo com outros estudos na região (WEINBERG, 2018) que a apontam como prioritária para o controle da poluição.

É importante reforçar que o processo de Enquadramento deve conter metas progressivas e intermediárias para redução da poluição (ANA, 2020a; FRIES et al., 2019; PORTO; PORTO, 2008). Neste trabalho focamos a análise no parâmetro DBO, tendo em vista que é o parâmetro que apresenta menor dificuldade de controle (WEN; SCHOUPS; VAN DE GIESEN, 2017) junto aos usuários da bacia, trata-se do primeiro passo no processo de melhoria da qualidade da água. Mesmo com as reduções de carga orgânica simuladas, o parâmetro OD ainda apresentaria violações no trecho urbano do Rio Piabanha, e dificilmente será alcançada na condição Q_{95} devido à baixa vazão do rio e aos lançamentos de efluentes na bacia que, mesmo quando tratados, possuem uma carga orgânica remanescente. Além disso, cabe destacar que a modelagem do processo de reaeração do rio possui grande incerteza associada (CHADDERTON; MILLER; MCDONNELL, 1982; MELCHING; YOON, 1996).

Uma possível alternativa para elevar os teores de oxigênio dissolvido seria aerar os efluentes antes de lançá-lo no rio como, por exemplo, realizado na ETE LeSourdsville in Butler County, Ohio/EUA, que entrega seus efluentes ao Rio Miami com 6 mg/L de oxigênio dissolvido por meio de uma cascata de aeração ou, em períodos chuvosos, por meio de um sistema de injeção de ar que opera quando a cascata de aeração é inundada pelos eventos de cheia do rio.

A redução proposta ao aporte de carga orgânica pode ser realizada de diversas maneiras e com várias metas intermediárias. A ação mais significativa e importante é a coleta de todas as águas residuais e o seu adequado tratamento (CLAVIJO et al., 2020; DEVESA et al., 2009; STIP et al., 2019). Do mesmo modo, melhorar a eficiência das estações de tratamento existentes levaria a um maior abatimento da carga orgânica e, portanto, também reduziria o impacto na qualidade da água do rio (FORESTI; ZAIAT; VALLERO, 2006; NOYOLA et al., 2012). Existem outras oportunidades para redução das cargas orgânicas, como o reuso de água (SILVA JUNIOR, 2020) uma vez que o reaproveitamento pode diminuir o aporte de poluição nos corpos hídricos (FRIES et al., 2019; SILVA JUNIOR; OBRACZKA, 2020). Além disso, investimentos de conservação de água na bacia como em esquemas de pagamentos por serviços ambientais podem aumentar a disponibilidade hídrica e melhorar a qualidade da água (DOS SANTOS et al., 2020).

A sub-bacia de Petrópolis possui qualidade de água compatível com a classe 4 (CONAMA, 2005), conforme representado no cenário de validação do modelo (Figura 4.12). Rios classe 4 não podem ser utilizados para abastecimento humano, nem mesmo após tratamento (CONAMA, 2005). A qualidade da água compatível com a classe 4 é uma realidade para muitos rios brasileiros, como o Rio Jundiáí (PUGA; JUNIOR; ALEXANDRE, 2020), onde os investimentos no controle da poluição, notadamente no setor de saneamento desde 1984 (BRAGA, 2017), melhoraram a qualidade da água da classe 4 para a classe 3, configurando um exemplo bem sucedido.

Nesse sentido, no presente estudo a modelagem permitiu simular a redução da carga de DBO capaz de promover melhorias significativas na qualidade da água na bacia. A próxima seção discute algumas questões da gestão de recursos hídricos no Brasil e indica estratégias para a implementação dos cenários modelados.

4.4.3 Gerenciamento

Como mencionado anteriormente, o Enquadramento é o instrumento legal para melhoria da qualidade dos rios brasileiros (COSTA et al., 2019). Entretanto, mesmo após mais de duas décadas da Lei das Águas, o número de rios enquadrados é assustadoramente pequeno (ANA, 2019a), há apenas 78 atos normativos que enquadram rios no Brasil, destes apenas 31 são válidos em relação a CONAMA 357/2005. Então, por que isso acontece? Podemos apontar três razões principais.

Em primeiro lugar, considerando os diferentes níveis de implementação da política de recursos hídricos nos estados brasileiros, o Enquadramento não tem sido considerado prioritário pela maioria dos agentes intervenientes. Mesmo que a Resolução CNRH nº 181/2016 (CNRH, 2016) tenha estabelecido como meta que as propostas de Enquadramento de rios devem ser prioritárias até 2020, na prática esse movimento não foi observado (ANA, 2020a). É importante ressaltar que todos os rios brasileiros são considerados classe 2 até que sejam feitas propostas individuais de Enquadramento, de acordo com o artigo nº 42 da resolução CONAMA nº 357/2005. Apesar disso, os rios urbanos brasileiros estão longe de ter qualidade compatível com a classe 2 (ANA, 2019a), a exemplo do Rio Piabanha.

RIBEIRO e HORA (2019) mostraram que apenas 29% dos órgãos gestores e 18% dos comitês de bacia hidrográfica apontam o Enquadramento como um dos instrumentos prioritários para ação. Os autores constataram, com base nas respostas de todas as 27 UFs e de 130 dos 220 CBHs consultados, que a maior parte dos órgãos gestores está focada na operacionalização da outorga e na elaboração dos planos de bacia. Já dentre os comitês, o foco está na elaboração e na implementação dos Planos de Bacia e na operacionalização da cobrança.

Em segundo lugar, há várias dificuldades de ordem técnica. A proposta de Enquadramento deve incluir as seguintes fases (CNRH, 2008): diagnóstico, prognóstico, proposição de metas progressivas de qualidade da água e, por último, um programa de implementação. Na fase de diagnóstico, o desafio inicial é obter dados qualitativos e quantitativos de monitoramento, uma vez que, geralmente, a distribuição amostral é insuficiente ou ausente (MELO et al., 2020). Da mesma forma, é crucial ter um banco de dados confiável sobre os usos da água. Já prognóstico, baseado na modelagem matemática de cenários futuros, está sujeito às incertezas decorrentes das informações que o antecede.

Terceiro, mesmo quando os comitês superam os obstáculos acima mencionados, o maior desafio para o processo de Enquadramento é a sua implementação (ANA, 2019a). Ou seja, é difícil colocar em prática as ações planejadas para atingir as metas de qualidade da água. Tendo em vista que o plano de implementação do Enquadramento demanda investimentos, é primordial que sua construção seja negociada ativamente pelas partes interessadas. No entanto, na prática, a mobilização e o engajamento desses agentes não alcançam a eficácia necessária (ANA, 2020a).

Uma possível explicação para esse cenário tem origem no fato do Brasil ainda não ter conseguido universalizar seu saneamento, principalmente a coleta e o tratamento de esgoto, mesmo com grandes planos e investimentos para essa finalidade (NARZETTI; MARQUES, 2020; SEROA DA MOTTA; MOREIRA, 2006). Além disso, é difícil fiscalizar, controlar e aplicar as leis ambientais, seja por fatores financeiros, técnicos, operacionais e, até mesmo, por questões políticas (ANDERSSON; DICKIN; ROSEMARIN, 2016; KRESCH; SCHNEIDER, 2020).

Esse ambiente promove o descrédito quando o assunto é qualidade da água dos rios. Um agravante dessa situação é que os comitês de bacia hidrográfica, que são os responsáveis pela aprovação do Enquadramento, não possuem atribuições legais para fiscalização e, muito menos, para aplicação de sanções legais.

É nesse sentido que a atuação do Ministério Público (MP), de maneira articulada com as diversas partes interessadas em caráter preventivo e com a utilização de meios extrajudiciais, tende a contribuir de forma significativa e não litigiosa para a gestão integrada dos recursos hídricos (KISHI et al., 2017; MPF, 2018). Dessa forma, é importante o protagonismo dos comitês de bacia em estreita articulação com o MP para a identificação e o engajamento das partes interessadas desde as primeiras etapas do processo de Enquadramento até o estabelecimento de compromissos para o alcance das metas de qualidade.

Felizmente, uma abordagem nesse sentido já foi adotada na delimitação da Faixa Marginal de Proteção (FMP) do Rio Piabanha que envolveu diversas partes interessadas (COSTA et al., 2018). Esta foi a primeira delimitação contínua, da nascente a foz, de um corpo hídrico no Estado do Rio de Janeiro. O projeto teve como objetivo construir um instrumento de referência para gestão do território, evitando a ocupação irregular nas margens do Rio Piabanha. Coube ao Comitê Piabanha incorporar ao projeto o seu conhecimento local. Essa articulação liderada por um comitê de bacia hidrográfica foi

uma inovação no Estado do Rio de Janeiro e fortaleceu a gestão territorial (COSTA et al., 2018).

Esta experiência pode servir de inspiração para o Enquadramento de rios. O proposto neste trabalho é uma coordenação protagonizada pelos Comitês de Bacia e mediada pelo Ministério Público.

Deve ser realizado o Enquadramento de toda a extensão do Rio Piabanha, porém focando no plano de ações em uma área piloto, de forma experimental, reduzindo a complexidade do envolvimento das partes interessadas. Dessa forma, é proposto priorizar o primeiro trecho do Rio Piabanha, da sua nascente até o centro de Petrópolis, em uma extensão de pouco mais de 10 km. Esta sub-bacia de 45 km² é uma região altamente turística e urbanizada que já conta com estações de tratamento de esgoto operadas por concessionária de saneamento.

Nesta sub-bacia estão localizadas as sedes do Comitê Piabanha, da superintendência regional do INEA, da Prefeitura de Petrópolis, da concessionária de saneamento local e do Ministério Público Estadual. Além disso, temos com base no CNARH o cadastro de todos os empreendimentos intervenientes na qualidade ou quantidade da água e contamos com uma estação de monitoramento da qualidade da água do Rio Piabanha operada pelo INEA desde 1980.

Por fim, há outros dois fatores importantes que convergem para o sucesso de um programa de Enquadramento na bacia do Rio Piabanha. O primeiro é a atualização do Plano de Bacia com conclusão prevista para 2021 que representa uma oportunidade de integração desses instrumentos de planejamento. Nesse sentido, o Comitê Piabanha conta com recursos financeiros oriundos da cobrança pelo uso de recursos hídricos que podem e devem ser aportados no plano de efetivação do Enquadramento. O segundo fator, é a promulgação do marco regulatório do saneamento (Lei Federal nº 14.026/2020) que prevê sua universalização até em 2033 e direciona o saneamento como ponto focal para implementação de ações estruturais que levem a melhoria da qualidade de água na bacia hidrográfica.

4.5 Conclusões

Para melhorar a qualidade da água dos rios brasileiros, defendemos o Enquadramento como uma importante ferramenta para a reabilitação de rios. Para alcançar esse objetivo, os comitês de bacias hidrográficas devem considerar metas progressivas para redução da poluição. A implementação do Enquadramento deve focar em áreas reduzidas e estabelecer parâmetros de fácil monitoramento.

Seguindo essas considerações, a modelagem da qualidade da água indica que, para enquadrar os primeiros 25 km do Rio Piabanha como pelo menos classe 3 e os seguintes trechos como classe 2, deve-se ter como meta reduzir em 37,5% a carga orgânica que entra no rio ao longo de seus primeiros 10 km na sub-bacia Petrópolis, com 45 km². Essa redução deve considerar metas intermediárias em um horizonte de tempo que devem ser negociadas entre as partes interessadas. Com base em experiências anteriores, propomos uma abordagem coordenada pelo Comitê Piabanha e mediada pelo Ministério Público.

Para a gestão dos recursos hídricos brasileiros, o Enquadramento é o instrumento que pode efetivamente reabilitar a qualidade das águas dos rios. Para isso, os dados de monitoramento da qualidade e de usos da água são elementos fundamentais para produzir um diagnóstico confiável da bacia hidrográfica. Dessa forma, os monitoramentos realizados na bacia do Piabanha pelo INEA e pelos projetos EIBEX/HIDROECO, forneceram um conjunto de dados suficiente para calibrar o modelo de qualidade da água com um desempenho satisfatório e permitiram a identificação dos trechos mais poluídos.

Da mesma forma, o monitoramento realizado pelo Comitê Piabanha permitiu uma melhor compreensão das condições de algumas sub-bacias, um diagnóstico mais realista da qualidade da água do Rio Piabanha e, o mais importante, nos permitiu validar os resultados da modelagem a fim de simular prognósticos mais confiáveis.

Por fim, recomendamos a expansão da rede de monitoramento da qualidade da água para mais sub-bacias, especificamente onde sugerimos a redução do aporte de carga orgânica. Para isso, podem ser consideradas parcerias com universidades e órgãos governamentais. Estudos futuros poderiam validar os dados de usos da água declarados no Sistema Federal de Regulação de Usos (REGLA), especialmente no setor de saneamento. A sazonalidade da qualidade da água também pode ser mais detalhada de forma a compreender melhor o efeito das cargas provenientes da lavagem da bacia durante períodos chuvosos.

CAPÍTULO V

Considerações finais

A pouca utilização do Enquadramento como instrumento de gestão suscitou o problema de pesquisa desta tese que teve como objetivo geral “Contribuir para Gestão de Recursos Hídricos com uma metodologia de aplicação do instrumento Enquadramento”, para isso foram traçados três objetivos específicos. Cada um destes foi desenvolvido ao longo de um capítulo da tese e apresenta sua própria seção de conclusões. Dessa forma, são retomados a seguir apenas alguns destaques principais.

O Capítulo II está relacionado ao primeiro objetivo específico “Construir um referencial teórico e definir diretrizes metodológicas para projetos de Enquadramento de recursos hídricos”. Esse objetivo foi atingido e foram apontadas cinco diretrizes:

- 1) O conhecimento das características de quantidade e qualidade da água são fundamentais para gestão de recursos hídricos, por isso é recomendável que os Comitês de Bacia Hidrográficas definam, em parceria com suas agências técnicas e com o órgão estadual gestor de recursos hídricos, os pontos de monitoramento sistemático e sua periodicidade. Em última instância, recomenda-se que o custo referente ao monitoramento seja incorporado e absorvido pela cobrança pelo uso da água.
- 2) Os Comitês de Bacia Hidrográfica possuem legalmente o dever de propor o Enquadramento e suas metas de curto, médio e longo prazo; por outro lado, a mesma legislação que confere este dever não confere aos Comitês mecanismos coercitivos e de fiscalização para sua efetivação. Tendo em vista a complexidade do Enquadramento e da diversidade de instituições intervenientes envolvidas na sua efetivação, recomenda-se que esse processo seja conduzido em parceria com o Ministério Público para que, de fato, seja pactuado um compromisso com as metas do projeto.
- 3) Os Planos Plurianuais de Investimento dos Comitês devem fazer refletir em seu orçamento as metas do Enquadramento. Isso significa fazer o plano de investimentos de forma a evitar a “pulverização de recursos” em diversos e importantes projetos, mas que efetivamente não retornam incrementos quali-quantitativos diretos.

- 4) O engajamento das partes interessadas é fator fundamental para o sucesso de qualquer projeto; dessa forma, a comunicação social é imprescindível. Recomenda-se a elaboração de informativos, com elevada qualidade visual, para veiculação nas diferentes categorias de mídia.
- 5) O conhecimento regional e a articulação institucional são fatores estratégicos para o sucesso do projeto de Enquadramento. Recomenda-se a criação, em parceria com o Ministério Público, de um grupo de trabalho composto estritamente por especialistas técnicos que represente as instituições envolvidas no projeto. É desejável que esse grupo seja altamente qualificado e composto por um reduzido número de técnicos, idealmente um representante de cada instituição, idealmente incluindo administradores, economistas, empresários, etc.

O Capítulo III está relacionado ao segundo objetivo específico “Construir um programa de monitoramento e realizar um diagnóstico atualizado da qualidade da água na bacia do Rio Piabanha”. Esse objetivo foi atingido pela implementação de um programa de monitoramento de rios em parceria com o Comitê Piabanha, o que evidencia um avanço na gestão da bacia a partir da produção primária de dados. A análise dos dados do monitoramento por meio de Componentes Principais, Análise de Clusters e Índice de Qualidade da Água permitiu constatar que o lançamento de esgoto ainda é a principal fonte de poluição na bacia.

O Capítulo IV está relacionado ao terceiro objetivo específico: “Realizar um prognóstico da qualidade da água com base em cenários de redução de poluição e indicar o Enquadramento do Rio Piabanha”. Esse objetivo foi atingido pela modelagem da qualidade da água indicando que, para enquadrar os primeiros 25 km do Rio Piabanha como pelo menos classe 3 e trechos seguintes como classe 2, deve-se ter como meta reduzir em 37,5% a carga orgânica que entra no rio em seus primeiros 10 km na sub-bacia Petrópolis, com 45km². Essa redução deve considerar metas intermediárias que devem ser negociadas entre as partes interessadas.

A carga orgânica lançada na sub-bacia Petrópolis representa 87% do total gerado neste município pelos Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES) Quitandinha (1.092 kg dia⁻¹ após tratamento e 745 kg dia⁻¹ sem tratamento), SES Piabanha (119 kg dia⁻¹ após tratamento e 596 kg dia⁻¹ sem tratamento) e SES Palatinato (350 kg dia⁻¹ após tratamento e 795 kg dia⁻¹ sem tratamento), segundo o Atlas Esgoto (ANA, 2017). Dessa forma, é imprescindível a expansão do sistema de coleta e tratamento de esgoto nesta sub-bacia

com substancial redução da carga orgânica lançada, de forma a tratar todo o esgoto e também melhorar a eficiência de tratamento das instalações existentes, especialmente no SES Quitandinha que possui eficiência de 70% e responde por 40% da carga orgânica do município (ANA, 2017).

A universalização do saneamento é imprescindível à melhoria da qualidade da água em rios urbanos. E, para isso, é necessário que a regulação deste setor seja eficaz. Historicamente, um dos problemas associados ao tratamento do esgoto está relacionado à cobrança pela coleta de esgoto sem que este seja efetivamente tratado. Isso se deve ao fato do tratamento do esgoto ser implantado aos poucos, porém sem impedir a fixação e cobrança da tarifa, já que esta é definida pelo critério do custo. A própria Lei nº 11.445/2007 coloca como uma das previsões obrigatórias nos contratos de concessão de serviço de saneamento básico a fixação de metas progressivas e graduais de expansão dos serviços (DI PIETRO, 2013). Nesse contexto, a própria natureza do setor de saneamento, acompanhada de políticas públicas institucionais criam comportamentos oportunistas fazendo que as companhias operem de maneira ineficiente (SANTOS, 2020).

Dessa forma, em áreas sob concessão, as dificuldades de universalização podem ser relativas à regulação de contratos com metas inexecutáveis ou em demasia modestas. Nesse sentido o novo marco legal do saneamento, Lei nº 14.026/2020, sinaliza uma possível solução regulatória ao estabelecer que os contratos de prestação dos serviços públicos de saneamento básico deverão definir metas de universalização que garantam o atendimento de 90% da população com coleta e tratamento de esgotos até 31 de dezembro de 2033.

Apesar dos problemas associados ao setor de saneamento, para os rios brasileiros, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces são consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, de acordo com o artigo 42 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Porém essa disposição transitória não tem se mostrado efetiva para garantia da qualidade da água na área de estudo. Além disso, a legislação do Estado do Rio de Janeiro para controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária estabelece eficiências mínimas de remoção que variam de 30 a 85% e permitem o lançamento de efluentes com concentrações de DBO que variam de 40 a 180 mg L⁻¹, de forma escalonada em função da carga orgânica bruta, segundo a DZ-215.R-4 (INEA, 2007). Dessa forma, no período de estiagem, quando as vazões de efluentes sanitários (0,78 m³ s⁻¹) na sub-bacia Petrópolis, tratados ou não, são similares às vazões dos rios (0,83 m³ s⁻¹), as concentrações de mistura já violam todas as

classes da CONAMA 357/2005, reforçando a necessidade de melhoria nos sistemas existentes, cujos lançamentos devem observar a CONAMA 430/2011.

De um modo geral, o processo de Enquadramento possui etapas de ordem técnica e outras de ordem institucional e política. Nesse sentido, este trabalho realizou as atividades de ordem técnica e indicou estratégias para condução das demais etapas. Notadamente, o processo de Enquadramento deve ter uma coordenação protagonizada pelos Comitês de Bacia e deve ser mediado pelo Ministério Público, de forma a construir um programa de efetivação de metas pactuado por todas as partes interessadas.

A hipótese inicial não pôde ser confirmada no prazo de conclusão desta tese uma vez que ainda não foi possível envolver o Ministério Público no processo de Enquadramento do Rio Piabanha devido a atrasos originados na contratação do programa de monitoramento e, principalmente, perante a impossibilidade de mobilização social imposta pela pandemia do COVID-19. Cabe lembrar que o Comitê Piabanha definiu o Enquadramento como prioridade em seu plano de gestão (2018-2020), o que forçosamente foi adiado. Por outro lado, no decorrer desta tese, foram apresentados argumentos que nos permitem continuar a seguir a hipótese inicial, principalmente considerando a experiência adquirida no processo de delimitação da faixa marginal de proteção do Rio Piabanha.

Por fim, destaca-se que o conhecimento produzido neste trabalho tem sido incorporado na gestão de recursos hídricos por meio do Grupo de Trabalho Plano de Bacia e Enquadramento, do Comitê Piabanha/RJ, no qual o principal desdobramento esperado a partir desta tese é o efetivo Enquadramento do Rio Piabanha, com foco na redução da poluição e na melhoria da qualidade da água. Do mesmo modo, é esperado que este trabalho seja estendido aos demais rios da região, notadamente a sub-bacia do Rio Paquequer/Preto.

Referências

ABDUL-AZIZ, O. I.; WILSON, B. N.; GULLIVER, J. S. An extended stochastic harmonic analysis algorithm: Application for dissolved oxygen. **Water Resources Research**, v. 43, n. 8, ago. 2007.

ÁGUAS DO IMPERADOR. **Our History**. Disponível em:
<<https://www.grupoaguasdobrasil.com.br/aguas-imperador/en/>>.

AHIPATHY, M. V.; PUTTAIAH, E. T. Ecological characteristics of Vrishabhavathy River in Bangalore (India). **Environmental Geology**, v. 49, n. 8, p. 1217–1222, 9 abr. 2006.

ALMEIDA, H. A. DE; FREITAS, R. C.; SILVA, L. DA. Determinação de períodos secos e chuvosos em duas microregiões da Paraíba através da técnica dos quantis. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 30, n. 1, p. 217–232, 2013.

ALTENBURGER, R. et al. Future water quality monitoring: improving the balance between exposure and toxicity assessments of real-world pollutant mixtures. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, n. 1, p. 12, 19 dez. 2019.

ALVES, R. I. S. et al. Water Quality Assessment of the Pardo River Basin, Brazil: A Multivariate Approach Using Limnological Parameters, Metal Concentrations and Indicator Bacteria. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, n. 2, p. 199–212, 2018.

ALVIM, R. B. et al. Emissões de óxido nitroso em águas fluviais não poluídas e poluídas da Bacia do Rio Paquequer (Teresópolis, Rio de Janeiro). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 471–478, dez. 2014.

ALVIM, R. B. **Dinâmica do nitrogênio e fósforo em águas fluviais de uma bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no Sudeste do Brasil**. Tese de doutorado. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2016.

ANA. **Cadernos de capacitação em Recursos Hídricos. Volume 5. Plano de Recursos Hídricos e Enquadramento dos corpos de água**. Brasília: Agência Nacional de Águas (ANA), 2013.

ANA. **Atlas Esgotos - Despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2017.

ANA. **Brazilian Water Resources Report - 2017: Full Report**. Brasília: National Water Agency (Brazil), 2018.

ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual**. Brasília: Agência Nacional de Águas (ANA), 2019a.

ANA. **SDG 6 in Brazil: ANA's Vision of the Indicators**. Brasília, Brazil.: Brazilian National Water Agency (ANA), 2019b. Disponível em:
<<https://www.ana.gov.br/acesso-a-informacao/institucional/publicacoes/ods6/ods6>>.

ANA. **Enquadramento dos corpos d'água em classes. Encarte especial da Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil de 2019**. Brasília: Agência Nacional de

Águas (ANA), 2020a. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/encarteenquadramento-conjuntura_2019.pdf>.

ANA. **Portal HidroWeb. Agência Nacional de Águas (ANA)**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>.

ANA. **Sistema Federal de Regulação de Uso - REGLA. Agência Nacional de Águas (ANA)**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/cnarh/identificar.jsf>>. Acesso em: 22 abr. 2020c.

ANDERSSON, K.; DICKIN, S.; ROSEMARIN, A. Towards “sustainable” sanitation: Challenges and opportunities in urban areas. **Sustainability (Switzerland)**, v. 8, n. 12, 2016.

APHA. **Standard Method for Examination of Water and Wastewater**. 22st. ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 2012.

ARARAL, E.; WANG, Y. Water Governance 2.0: A Review and Second Generation Research Agenda. **Water Resources Management**, v. 27, n. 11, p. 3945–3957, 28 set. 2013.

ARAÚJO, L. M. N. DE. **Identificação de padrões hidrológicos de precipitação e de umidade do solo na bacia hidrográfica do Rio Piabanha/RJ (Identification of precipitation and soil moisture hydrological patterns at Piabanha river basin)**. Tese de doutorado. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

ARNOLD, J. G. et al. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491–1508, 2012.

ARSHAM, H.; LOVRIC, M. Bartlett’s Test. In: LOVRIC, M. (Ed.). **International Encyclopedia of Statistical Science**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 87–88.

ASSUMPÇÃO, R. DOS S. F. V. **Petrópolis: um histórico de desastres sem solução? Do Plano Koeler ao Programa Cidades Resilientes**. Tese de Doutorado. [s.l.] Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, 2015.

AZEVEDO, J. P. S. DE. **Relatório final do projeto HIDROECO/Piabanha: Metodologia para Determinação de Vazões Ambientais na Região Serrana do RJ: Integrando Aspectos Hidrometeorológicos, Ecológicos e Socioeconômico. Volume 1: Informações Quali-quantitativas**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 2017.

BADHAM, J. et al. Effective modeling for Integrated Water Resource Management: A guide to contextual practices by phases and steps and future opportunities. **Environmental Modelling & Software**, v. 116, p. 40–56, jun. 2019.

BAE, H. Changes of River’s Water Quality Responded to Rainfall Events. **Environment and Ecology Research**, v. 1, n. 1, p. 21–25, 2013.

BAPTISTA, M.; CARDOSO, A. Rios e Cidades: uma longa história. **Revista da Universidade Federal de Minas Gerais**, v. 20, n. 2, p. 124–153, 11 abr. 2016.

- BEHMEL, S. et al. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 1312–1329, 2016.
- BERGER, L.; HENRY, A. D.; PIVO, G. Integrated water management recommendations in practice: coexistence of old and new ways in Arizona. **Water Policy**, 15 maio 2020.
- BOELEEE, E. et al. Water and health: From environmental pressures to integrated responses. **Acta Tropica**, v. 193, p. 217–226, maio 2019.
- BOGONI, J. A. et al. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? **PLOS ONE**, v. 13, n. 9, p. e0204515, 25 set. 2018.
- BOOTH, W. C.; COLOMB, G. G.; WILLIAMS, J. M. **The Craft of Research, Third Edition**. [s.l.] University of Chicago Press, 2008.
- BRACK, W. et al. Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 720–737, jan. 2017.
- BRAGA, L. M. M. **Sistemas hídrico e territorial integrados a partir do eixo do rio Jundiá (Water and territorial systems integrated from the aixs of the Jundiá river)**. [s.l.] Universidade Estadual de Campinas., 2017.
- BRASIL. **Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei Federal nº 9.433**Brasil, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>
- BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (Brazilian National Sanitation Information System)**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>.
- BRINGER, L. M.; REIS, J. A. T. DOS; MENDONÇA, A. S. F. Wastewater treatment systems selection inside watersheds by using multiobjective analysis. **RBRH**, v. 23, 4 jun. 2018.
- BROWN, R. M. et al. A water quality index - do we dare? **Water Sewage Works**, v. 117, p. 339–343, 1970.
- BROWN, R. M. et al. **Validating the WQI**National meeting of American Society of Civil Engineers on water resources engineering. Washington, DC: [s.n.].
- BUCHHORN, M. et al. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: Collection 3: epoch <2019>: Globe (Version V3.0.1) [Data set]. 2020.
- BURIGATO COSTA, C. M. DA S. et al. Applicability of water quality models around the world—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 36, p. 36141–36162, 23 dez. 2019.
- CALMON, A. et al. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d-água superficiais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 118–133, 25 fev. 2016.

CEIVAP. **Plano de Bacia: Consolidação do diagnóstico**. Resende: Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP). Profill Engenharia e Ambiente. Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP)., 2018.

CEIVAP. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (Integrated plan for water resources in the watershed of the Paraíba do Sul river)**. Resende: Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP). Profill Engenharia e Ambiente. Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP)., 2020.

CERHI. **Resolução CERHI-RJ N° 127, 27 de agosto 2014. Aprova o Enquadramento de corpos d'água em classes de uso para 24 trechos de rio da Região Hidrográfica Guandu**. [s.l.] Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro (CERHI), 2014.

CERNY, B. A.; KAISER, H. F. A Study Of A Measure Of Sampling Adequacy For Factor-Analytic Correlation Matrices. **Multivariate Behavioral Research**, v. 12, n. 1, p. 43–47, jan. 1977.

CETESB. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo - Apêndice D - Índices de Qualidade das Águas**. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2019.

CHADDERTON, R. A.; MILLER, A. C.; MCDONNELL, A. J. Uncertainty Analysis of Dissolved Oxygen Model. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 108, n. 5, p. 1003–1013, out. 1982.

CHAPMAN, D. V. et al. Developments in water quality monitoring and management in large river catchments using the Danube River as an example. **Environmental Science and Policy**, v. 64, p. 141–154, 2016.

CHEN, S. K.; JANG, C. S.; CHOU, C. Y. Assessment of spatiotemporal variations in river water quality for sustainable environmental and recreational management in the highly urbanized Danshui River basin. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 2, 2019.

CHIAPPORI, D.; HORA, M.; AZEVEDO, J. Interface between Hydropower Generation and Other Water Uses in the Piabanha River Basin in Brazil. **British Journal of Applied Science & Technology**, 2016.

CHURCH, M. Bed material transportation and the morphology of alluvial river channels. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 34, n. 1, p. 325–354, maio 2006.

CLAVIJO, A. et al. Closing the cycle? Potential and limitations of Water and Sanitation Safety Plans (WSSPs) for Latin American metropolitan areas. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 10, n. 3, p. 490–501, 1 set. 2020.

CNRH. **Resolução n°91. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH)**. Brasil, 2008. Disponível em:
<<https://cnrh.mdr.gov.br/resolucoes/820-resolucao-n-91-de-5-de-novembro-de>

2008/file>

CNRH. Resolução nº 181. Aprova as Prioridades, Ações e Metas do Plano Nacional de Recursos Hídricos para 2016-2020. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).Brasil, 2016.

CONAMA. Resolução nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.BrasilConselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), , 2005.
Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>

COSTA, D. DE A. et al. Delimitation Project of the Continues Riparian Protected Stripe to Piabanha River at the Rio de Janeiro State, Brazil. (A. M. de Aquino et al., Eds.)II International Conference on Research for Sustainable Development in Mountain Regions. **Anais...**Nova Friburgo/Brazil: Instituto Politécnico de Bragança, 2018Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10198/18593>>

COSTA, D. DE A. et al. On water resources management instruments – Framing – as a tool for river rehabilitation. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe3, p. 35–50, dez. 2019.

COSTA, D. DE A. et al. Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 22038, 16 dez. 2020.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Uncertainty analysis in a water quality mathematical model applied to the Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brazil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 232–245, 31 ago. 2011.

COURA, J. R. et al. Morbidade da esquistossomose mansoni no Brasil. I - Estudo de 4.652 casos observados no Rio de Janeiro de 1960 a 1979. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 77, n. 1, p. 69–88, mar. 1982.

CPRM. Relatório-síntese do trabalho de Regionalização de Vazões da Sub-bacia 58. Rio de Janeiro: Serviço Geológico do Brasil (CPRM), 2003. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/hidrologia/projetos/relatorios_sintese_regionalizacao/sint_reg58.pdf>.

D'ANDREA, P. S. et al. Experimental evidence and ecological perspectives for the adaptation of *Schistosoma mansoni* Sambon, 1907 (Digenea: Schistosomatidae) to a wild host, the water-rat, *Nectomys squamipes* Brants, 1827 (Rodentia: Sigmodontinae). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 97, n. suppl 1, p. 11–14, out. 2002.

DALU, T. et al. River nutrient water and sediment measurements inform on nutrient retention, with implications for eutrophication. **Science of The Total Environment**, v. 684, p. 296–302, set. 2019.

DE PAULA, T. P. **Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em trecho do Rio Piabanha/RJ (Analysis and mathematical modeling of the water quality in stretch of the River Piabanha/RJ).** Dissertação de Mestrado. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2011.

DENG, H. et al. Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. **Environmental Pollution**, v. 258, p. 113658, mar. 2020.

DENG, W.; WANG, G. A novel water quality data analysis framework based on time-series data mining. **Journal of Environmental Management**, v. 196, p. 365–375, 2017.

DEVESA, F. et al. Scenario analysis for the role of sanitation infrastructures in integrated urban wastewater management. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, n. 3, p. 371–380, mar. 2009.

DI PIETRO, M. S. Z. Cobrança de tarifa independentemente da conclusão do mecanismo de tratamento do esgoto. Exame dos aspectos de constitucionalidade e legalidade. **A&C - Revista de Direito Administrativo & Constitucional**, v. 13, n. 53, p. 233, 15 jul. 2013.

DIXON, W.; CHISWELL, B. Review of aquatic monitoring program design. **Water Research**, v. 30, n. 9, p. 1935–1948, 1996.

DOS SANTOS, F. M. et al. Program Outcomes of Payments for Watershed Services in Brazilian Atlantic Forest: How to Evaluate to Improve Decision-Making and the Socio-Environmental Benefits. **Water**, v. 12, n. 9, p. 2441, 31 ago. 2020.

DUTTA, S.; DWIVEDI, A.; SURESH KUMAR, M. Use of water quality index and multivariate statistical techniques for the assessment of spatial variations in water quality of a small river. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, 2018.

FAN, M.; SHIBATA, H. Simulation of watershed hydrology and stream water quality under land use and climate change scenarios in Teshio River watershed, northern Japan. **Ecological Indicators**, 2015.

FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35–45, jul. 2016.

FERNANDES, J. G. **Ocorrência de poluentes emergentes nos rios Pirai, Paraíba do Sul, Guandu e na água de abastecimento da região metropolitana do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado.** [s.l.] Universidade de São Paulo, 2018.

FERNANDES, L. S. et al. **O Enquadramento de corpos hídricos no Estado do Rio de Janeiro: cenário atual e desafios.** XXI SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - eventos. **Anais...** Brasília: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2015 Disponível em: <<http://www.evolvedoc.com.br/sbrh/download-2015-UEFQMDIwMjc2LnBkZg==>>

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; PEREIRA, C. R. A. Qualidade higiênico-sanitária das águas de irrigação de estabelecimentos produtores de hortaliças no município de Teresópolis. **Revista UNIANDRADE**, v. 13, n. 1, p. 15–29, 2012.

FERREIRA, D. M.; FERNANDES, C. V. S.; KAVISKI, E. Curvas de permanência de qualidade da água como subsídio para o enquadramento de corpos d'água a partir de modelagem matemática em regime não permanente. **RBRH**, v. 21, n. 3, p. 479–492, set. 2016.

FLORES, C. C.; VIKOLAINEN, V.; BRESSERS, H. Water governance decentralisation and river basin management reforms in hierarchical systems: Do they

- work for water treatment policy in Mexico's Tlaxcala Atoyac sub-basin? **Water (Switzerland)**, v. 8, n. 5, 2016.
- FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic Processes as the Core Technology for Sustainable Domestic Wastewater Treatment: Consolidated Applications, New Trends, Perspectives, and Challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 3–19, fev. 2006.
- FRIES, A. S. et al. Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management, and governance implications. **Regional Studies in Marine Science**, v. 25, p. 100474, jan. 2019.
- FU, B. et al. A review of catchment-scale water quality and erosion models and a synthesis of future prospects. **Environmental Modelling & Software**, v. 114, p. 75–97, abr. 2019.
- FURLEY, T. H. et al. Toward sustainable environmental quality: Identifying priority research questions for Latin America. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 14, n. 3, p. 344–357, maio 2018.
- GAUR, V. K. et al. Distribution of heavy metals in sediment and water of river Gomti. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 102, n. 1–3, p. 419–433, mar. 2005.
- GENTILE, R. et al. An ecological field study of the water-rat *Nectomys squamipes* as a wild reservoir indicator of *Schistosoma mansoni* transmission in an endemic area. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 101, n. suppl 1, p. 111–117, out. 2006.
- GIOVANELLI, A. et al. Abundância e infecção do molusco *Biomphalaria glabrata* pelo *Schistosoma mansoni* no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 35, n. 6, p. 523–530, dez. 2001.
- GOMES, S. H. R. et al. Seasonal modeling of water quality in Sinos River/RS using the QUAL-UFMG model. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 275–285, mar. 2018.
- GÓRSKI, J.; DRAGON, K.; KACZMAREK, P. M. J. Nitrate pollution in the Warta River (Poland) between 1958 and 2016: trends and causes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 3, p. 2038–2046, 12 jan. 2019.
- GUO, H. Y.; WANG, X. R.; ZHU, J. G. Quantification and index of non-point source pollution in Taihu Lake region with GIS. **Environmental Geochemistry and Health**, 2004.
- HARDING, L. W. et al. Long-term trends, current status, and transitions of water quality in Chesapeake Bay. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–19, 2019.
- HARRIS, J.; LOFTIS, J. C.; MONTGOMERY, R. H. Statistical Methods for Characterizing Ground-Water Quality. **Ground Water**, v. 25, n. 2, p. 185–193, mar. 1987.
- HASHEMI MONFARED, S. A. et al. Water Quality Planning in Rivers: Assimilative Capacity and Dilution Flow. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 99, n. 5, p. 531–541, 26 nov. 2017.

HELENA, B. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. **Water Research**, v. 34, n. 3, p. 807–816, 15 fev. 2000.

HERRERA, V. Reconciling global aspirations and local realities: Challenges facing the Sustainable Development Goals for water and sanitation. **World Development**, v. 118, p. 106–117, jun. 2019.

HIPEL, K. W.; MCLEOD, A. I. Time series modelling of water resources and environmental systems. **Time series modelling of water resources and environmental systems**, 1994.

HIRSCH, R. M.; SLACK, J. R.; SMITH, R. A. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. **Water Resources Research**, v. 18, n. 1, p. 107–121, fev. 1982.

HORTON, R. K. An Index Number System for Rating Water Quality. **Journal of Water Pollution Control Federation**, 1965.

HOTELLING, H. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. **Journal of Educational Psychology**, v. 24, n. 6, p. 417–441, 1933.

HOUSE, W. A.; DENISON, F. H. Exchange of inorganic phosphate between river waters and bed-sediments. **Environmental Science and Technology**, 2002.

INEA. **DZ-215.R-4 – Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária** Instituto Estadual do Ambiente (INEA), , 2007. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/10/DZ-0215.R-4.pdf>>

INEA. **Resolução INEA nº 162 de 26 de dezembro de 2018 - Estabelece critério para a determinação da vazão de referência para fins do cálculo de disponibilidade hídrica para outorga de direito de uso de recursos hídricos e usos considerados insignificantes**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente (INEA), 2018.

INEA. **Índice de Qualidade da Água (IQA)**. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/IQA-NSF-Metodologia-Qualidade-de-Água.pdf>>. Acesso em: 5 mar. 2019.

ISHII, S.; SADOWSKY, M. J. Escherichia coli in the Environment: Implications for Water Quality and Human Health. **Microbes and Environments**, v. 23, n. 2, p. 101–108, 2008.

ISSAKA, S.; ASHRAF, M. A. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 1, n. 1, p. 1–11, 2 jan. 2017.

JAEGER, W. K. et al. Scope and limitations of drought management within complex human–natural systems. **Nature Sustainability**, 2019.

JAJI, M. O. et al. Water quality assessment of Ogun river, South West Nigeria. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 133, n. 1–3, p. 473–482, 8 out. 2007.

JERVES-COBO, R. et al. Integrated ecological modelling for evidence-based determination of water management interventions in urbanized river basins: Case study

in the Cuenca River basin (Ecuador). **Science of The Total Environment**, v. 709, p. 136067, mar. 2020.

JI, X.; DAHLGREN, R. A.; ZHANG, M. Comparison of seven water quality assessment methods for the characterization and management of highly impaired river systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 1, p. 15, 7 jan. 2016.

JOHN, V. et al. Assessment of deterioration in water quality from source to household storage in semi-urban settings of developing countries. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 2, p. 725–734, 2014.

JOUANNEAU, S. et al. Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. **Water Research**, v. 49, p. 62–82, fev. 2014.

KACHROUD, M. et al. Water quality indices: Challenges and application limits in the literature. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 2, p. 1–26, 2019.

KAISER, H. F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**, 1974.

KARTHE, D.; LIN, P.-Y.; WESTPHAL, K. Instream coliform gradients in the Holtemme, a small headwater stream in the Elbe River Basin, Northern Germany. **Frontiers of Earth Science**, v. 11, n. 3, p. 544–553, 18 set. 2017.

KENDALL, M. G. **Rank correlation methods**. 4th. ed. London, UK.: Oxford University Press, 1975.

KEUPERS, I.; WILLEMS, P. Development and testing of a fast conceptual river water quality model. **Water Research**, v. 113, p. 62–71, abr. 2017.

KHDHIRI, H.; POTIER, O.; LECLERC, J.-P. Aeration efficiency over stepped cascades: Better predictions from flow regimes. **Water Research**, v. 55, p. 194–202, maio 2014.

KHUHAWAR, M. Y. et al. Water quality assessment of Ramsar site, Indus Delta, Sindh, Pakistan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 8, 2018.

KISHI, S. A. S. et al. Ministério público resolutivo: Projeto Qualidade da Água e Projeto Conexão Água. **Ministério Público e Sustentabilidade: O Direito das Presentes e Futuras Gerações**, p. 87–107, 2017.

KRESCH, E. P.; SCHNEIDER, R. Political determinants of investment in water and sanitation: Evidence from Brazilian elections. **Economics Letters**, v. 189, p. 109041, 2020.

KUMAR, A. Y.; REDDY, M. V. Assessment of seasonal effects of municipal sewage pollution on the water quality of an urban canal—a case study of the Buckingham canal at Kalpakkam (India): NO₃, PO₄, SO₄, BOD, COD and DO. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, n. 1–4, p. 223–234, 23 out. 2009.

LI, B. et al. Long-term, non-anthropogenic groundwater storage changes simulated by three global-scale hydrological models. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 10746, 2019a.

LI, M. et al. Freshwater Supply to Metropolitan Shanghai: Issues of Quality from Source to Consumers. **Water**, v. 11, n. 10, p. 2176, 19 out. 2019b.

- LI, W. et al. Rate and Distribution of Sedimentation in the Three Gorges Reservoir, Upper Yangtze River. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 144, n. 8, p. 05018006, ago. 2018.
- LIANG, B. et al. Distribution, Sources, and Water Quality Assessment of Dissolved Heavy Metals in the Jiulongjiang River Water, Southeast China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 12, p. 2752, 5 dez. 2018.
- LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoring and modeling of water quality in a semiarid watershed. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125–135, fev. 2018.
- LIMA, C. H. P. DE. **Development of an environmental flow approach applied to the Piabanha River Watershed. PhD Thesis.** [s.l.] Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ/COPPE), 2019.
- LLANES CÁRDENAS, O. et al. Seasonal Trend Indicators and Return Periods of Meteorological Drought in the Northern States of Mexico. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, n. 4, p. 1471–1484, 25 jul. 2017.
- LUMB, A.; SHARMA, T. C.; BIBEAULT, J.-F. A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 1, p. 11–24, 25 jun. 2011.
- MA, T. et al. Pollution exacerbates China's water scarcity and its regional inequality. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 650, 31 dez. 2020.
- MAAVARA, T. et al. River dam impacts on biogeochemical cycling. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 2, p. 103–116, 3 fev. 2020.
- MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. DE C. A. DE. Considerações sobre o processo de enquadramento de corpos de água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261–269, abr. 2019.
- MALDONADO JÚNIOR, A. et al. Changes on *Schistosoma mansoni* (Digenea: Schistosomatidae) worm load in *Nectomys squamipes* (Rodentia: Sigmodontinae) concurrently infected with *Echinostoma paraensei* (Digenea: Echinostomatidae). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 96, n. suppl, p. 193–198, set. 2001a.
- MALDONADO JÚNIOR, A. et al. Description of the adult worms of a new Brazilian isolate of *Echinostoma paraensei* (Platyhelminthes: Digenea) from its natural vertebrate host *Nectomys squamipes* by light and scanning electron microscopy and molecular analysis. **Parasitology Research**, v. 87, n. 10, p. 840–848, 1 out. 2001b.
- MALDONADO JÚNIOR, A. et al. Biological variation between two Brazilian geographical isolates of *Echinostoma paraensei*. **Journal of Helminthology**, v. 79, n. 4, p. 345–351, 22 dez. 2005.
- MALSY, M.; FLÖRKE, M.; BORCHARDT, D. What drives the water quality changes in the Selenga Basin: climate change or socio-economic development? **Regional Environmental Change**, v. 17, n. 7, p. 1977–1989, 24 out. 2017.
- MANN, H. B. Nonparametric Tests Against Trend. **Econometrica**, v. 13, n. 3, p. 245, jul. 1945.

- MARTIN, V. M.; JOEL, A. T. **History of the Urban Environment**. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press, 2012.
- MCCLELLAND, N. I. **Water Quality Index Application In The Kansas River Basin**. Ann Arbor, Michigan.: U.S. Environmental Protection Agenc, 1974.
- MCDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts**. Washington, DC: Society for Ecological Restoration (SER), 2016.
- MELCHING, C. S.; YOON, C. G. Key Sources of Uncertainty in QUAL2E Model of Passaic River. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 122, n. 2, p. 105–113, mar. 1996.
- MELLO, F. V. DE et al. Current State of Contamination by Persistent Organic Pollutants and Trace Elements on Piabanha River Basin - Rio de Janeiro, Brazil. **Orbital: The Electronic Journal of Chemistry**, v. 10, n. 4, 28 jun. 2018.
- MELLO, K. DE et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, set. 2020.
- MELO, D. C. D. et al. The big picture of field hydrology studies in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 8, p. 1262–1280, 10 jun. 2020.
- MISHRA, B. K. et al. Assessment of Bagmati river pollution in Kathmandu Valley: Scenario-based modeling and analysis for sustainable urban development. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, 2017.
- MITRA, S. et al. Water quality assessment of the ecologically stressed Hooghly River Estuary, India: A multivariate approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, n. May 2017, p. 592–599, jan. 2018.
- MLADENOVIĆ-RANISAVLJEVIĆ, I. I.; TAKIĆ, L.; NIKOLIĆ. Water Quality Assessment Based on Combined Multi-Criteria Decision-Making Method with Index Method. **Water Resources Management**, v. 32, n. 7, p. 2261–2276, 2018.
- MOLINARI, B. S. **Modelagem espacial da qualidade de água na bacia do rio Piabanha/RJ. Dissertação de mestrado**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.
- MORAIS, A. et al. **Estudos para um diagnóstico quali-quantitativo em bacias experimentais – Estudo de Caso: Bacia do rio Piabanha**. II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços Ambientais e Sustentabilidade. **Anais...4 dez. 2009** Disponível em: <<http://www.ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p45.pdf>>
- MORIASI, D. N. et al. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1763–1785, 30 dez. 2015.
- MPF. **Efetivação das Metas de Qualidade das Águas no Brasil**. Brasília: Ministério Público Federal (MPF), 2018.

- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000.
- NARZETTI, D. A.; MARQUES, R. C. Models of subsidies for water and sanitation services for vulnerable people in South American countries: Lessons for Brazil. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 7, 2020.
- NGOYE, E.; MACHIWA, J. F. The influence of land-use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 29, n. 15–18, p. 1161–1166, jan. 2004.
- NOORI, R. et al. A critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 575–587, jan. 2019.
- NORTHEY, S. A. et al. Water footprinting and mining: Where are the limitations and opportunities? **Journal of Cleaner Production**, v. 135, p. 1098–1116, nov. 2016.
- NOYOLA, A. et al. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 40, n. 9, p. 926–932, set. 2012.
- NRR. **National River Restoration Inventory Factsheet**. Disponível em: <https://www.therrc.co.uk/sites/default/files/files/NRRI/english_nrri_factsheet_v2.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2019.
- NUNES, M. L. A. **Subsídios para o enquadramento do Rio Piabanha respaldado por modelagem matemática de qualidade da água (Subsidies for Piabanha River Framing supported by mathematical modelling of water quality)**. Dissertação de mestrado. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2014.
- ODONKOR, S. T.; AMPOFO, J. K. Escherichia coli as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. **Microbiology Research**, v. 4, n. 1, p. 2, 11 jun. 2013.
- OLIVEIRA FILHO, A. A. DE; LIMA NETO, I. E. Water quality modeling at Poti river in Teresina (Piauí, Brazil). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3–14, 6 jul. 2017.
- OLIVER, S.; CORBURN, J.; RIBEIRO, H. Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: A mapping literature review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 1, 2019.
- PACHECO, F. S. et al. Water quality longitudinal profile of the Paraíba do Sul River, Brazil during an extreme drought event. **Limnology and Oceanography**, v. 62, p. S131–S146, 2017.
- PASTOR, A. V. et al. The global nexus of food–trade–water sustaining environmental flows by 2050. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 6, p. 499–507, 13 jun. 2019.
- PEREIRA, C. R. A.; FERREIRA, A. P.; KOIFMAN, R. J. Detecção de *Cryptosporidium parvum* em alfaces frescas para consumo cru. Estudo de caso: Teresópolis, Rio de Janeiro, Brasil. **Gaia Scientia**, v. 2, n. 2, p. 31–36, 2008.
- PESSÔA, Z. B. Efetivação do enquadramento de corpos d'água para fins de consumo humano em regiões semiáridas: Avaliação conforme resolução CONAMA 357/2005 e

portaria MS 2914/2011. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 3, n. 2, p. 4–6, 5 dez. 2015.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43–60, 2008.

POTTS, R. Disconnected dots?: A systematic review of governance challenges for natural resource management. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 63, n. 8, p. 1356–1374, 2 jul. 2020.

PUGA, B. P.; JUNIOR, R. G.; ALEXANDRE, G. M. Governança dos recursos hídricos na bacia do rio Jundiá (São Paulo). **Revibec: revista iberoamericana de economia ecológica**, v. 32, n. 0 SE-Articles, 15 jun. 2020.

PUTRO, B. et al. An empirical investigation of climate and land-use effects on water quantity and quality in two urbanising catchments in the southern United Kingdom. **Science of the Total Environment**, 2016.

RAJWA-KULIGIEWICZ, A.; BIALIK, R. J.; ROWIŃSKI, P. M. Dissolved oxygen and water temperature dynamics in lowland rivers over various timescales. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 63, n. 4, p. 353–363, 1 dez. 2015.

RAKOTONDRABE, F. et al. Water quality assessment in the Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon): Multivariate Statistical Analysis approach. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 831–844, 2018.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 2009.

RIBEIRO, P.; HORA, M. 20 anos da lei nº 9.433/97: percepções dos comitês de bacia hidrográfica e dos órgãos gestores acerca da implementação da política nacional de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 16, n. 1, p. 1–1, 30 abr. 2019.

RIO DE JANEIRO. **Lei nº 3.239, de 02 de agosto de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos. Cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.**, 1999.

RIO DE JANEIRO. **Decreto Estadual nº 38.235, de 14 de setembro de 2005. Institui o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piabanha e sub-bacias hidrográficas dos rios Paquequer e Preto, no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos**, 2005.

RIO DE JANEIRO. **Decreto Estadual nº 45.461, de 25 de novembro de 2015. Dá nova redação ao Decreto Estadual nº. 38.235.**, 2015.

ROYER, T. V.; DAVID, M. B.; GENTRY, L. E. Timing of Riverine Export of Nitrate and Phosphorus from Agricultural Watersheds in Illinois: Implications for Reducing Nutrient Loading to the Mississippi River. **Environmental Science & Technology**, v.

40, n. 13, p. 4126–4131, jul. 2006.

RUSSO, G. Biodiversity: Biodiversity's bright spot. **Nature**, v. 462, n. 7271, p. 266–269, 18 nov. 2009.

SALLA, M. R. et al. Self-depuration study of Jordão River, located in Dourados River Basin. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105–114, jun. 2013.

SANTOS, C. L. et al. **Usos múltiplos e proposta de revisão de metodologia de cobrança pelo uso da água (Multiple water uses and methodological proposal for water use charging)**. Resende: AGEVAP, 2018.

SANTOS, C. L. **Esgotamento sanitário das bascias drenantes à ETA Guandu: uma solução metodológica e institucional. Dissertação de Mestrado**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro (PEC/COPPE/UFRJ), 2020.

SAUVÉ, S. et al. Fecal coliforms, caffeine and carbamazepine in stormwater collection systems in a large urban area. **Chemosphere**, v. 86, n. 2, p. 118–123, 2012.

SCHLESINGER, W. H.; BERNHARDT, E. S. **Biogeochemistry**. [s.l.] Elsevier, 2013.

SER. **International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration (SER), 2004.

SERGEANT, C. J. et al. A practitioner's guide for exploring water quality patterns using principal components analysis and procrustes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 4, 2016.

SEROA DA MOTTA, R.; MOREIRA, A. Efficiency and regulation in the sanitation sector in Brazil. **Utilities Policy**, v. 14, n. 3, p. 185–195, 2006.

SHARPLEY, A. Agricultural phosphorus, water quality, and poultry production: are they compatible? **Poultry Science**, 1999.

SILVA, P. V. R. M. DA; PECLY, J. O. G.; AZEVEDO, J. P. S. DE. Uso de traçadores fluorescentes para determinar características de transporte e dispersão no Rio Piabanha (RJ) para a modelagem quali-quantitativa pelo HEC-RAS. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2017.

SILVA, S. R. DA; SILVA JUNIOR, M. A. B. DA; LIMA, E. E. S. DE. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 6, p. 1, 9 nov. 2018.

SILVA JUNIOR, L. C. S. DA. **Análise do impacto do esgotamento sanitário na qualidade de água de rios através de modelagem computacional - estudo de caso no Rio Piabanha/RJ. Dissertação de Mestrado**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2020.

SILVA JUNIOR, L. C. S. DA et al. Análise do sanemaneto e da qualidade de água na bacia hidrográfica do Rio Piabanha. In: **Base de Conhecimentos Gerados na Engenharia Ambiental e Sanitária**. [s.l.] Atena Editora, 2021. p. 148–159.

SILVA JUNIOR, L. C. S. DA; OBRACZKA, M. Reúso de Efluentes de Estações de

Tratamento de Esgoto no Beneficiamento de Concreto. **MIX Sustentável**, v. 6, n. 4, p. 85–92, 2020.

SILVA, S. M. C. **Planos de Bacia na prática: uma análise do planejamento dos recursos hídricos no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado.** [s.l.] Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2018.

SINGH, K. P. et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)— a case study. **Water Research**, v. 38, p. 3980–3992, 2004.

SINGH, S. et al. Development of indices for surface and ground water quality assessment and characterization for Indian conditions. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 3, 2019.

SOUZA, V. A. A. DE; PIZELLA, D. G. O enquadramento das águas doces superficiais brasileiras em rios de domínio da união: desafios e perspectivas para a gestão da qualidade hídrica. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v. 56, n. 1, p. 1–15, 1 jul. 2020.

SPEED, R. et al. **River Restoration: A Strategic Approach to Planning and Management.** Paris, France: UNESCO, 2016.

STIP, C. et al. **Water Infrastructure Resilience.** [s.l.] World Bank, Washington, DC, 2019.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TEODORO, A. et al. Implementation of the concept Capacity for Dilution of Effluents in the water quality model QUAL-UFGM: a case study in Taquarizinho River (MS). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, set. 2013.

THIENGO, S. C. et al. Freshwater snails and Schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: IV - Sul Fluminense Mesoregion. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 99, n. 3, p. 275–280, maio 2004.

THOMANN, R. V. Time-Series Analyses of Water-Quality Data. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, v. 93, n. 1, p. 1–24, fev. 1967.

TIPPING, E. et al. Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. **Environmental Sciences: Processes and Impacts**, 2014.

TORRES, C.; MEDEIROS, Y.; FREITAS, I. Training watershed committee members to aid on the decision-making process for the execution program of the framework of water bodies. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 2, p. 314–327, 1 abr. 2016.

UN. **Agenda 21: United Nations Conference on Environment & Development.** Rio de Janeiro, Brazil.: [s.n.]. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Agenda21.pdf>>.

UN. **Transforming our World: The 2030 agenda for Sustainable Development.**

New York: United Nations (UN), 2015.

UN. Sustainable Development Goal 6 Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation. New York: United Nations (UN), 2018.

UNEP. UN-Water Status Report on The Application of Integrated Approaches to Water Resources Management. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme (UNEP), 2012.

UNEP. A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme (UNEP), 2016.

USEPA. Quality criteria for water. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1986.

VALERIANO, M. DE M.; ROSSETTI, D. DE F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 300–309, mar. 2012.

VEGA, M. et al. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3581–3592, dez. 1998.

VIGIAK, O. et al. Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. **Science of The Total Environment**, v. 666, p. 1089–1105, maio 2019.

VILLAS-BOAS, M. D.; OLIVERA, F.; DE AZEVEDO, J. P. S. Assessment of the water quality monitoring network of the Piabanha River experimental watersheds in Rio de Janeiro, Brazil, using autoassociative neural networks. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2017.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água em rios.** 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 9. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018.

VON SPERLING, M.; VON SPERLING, E. Challenges for bathing in rivers in terms of compliance with coliform standards. Case study in a large urbanized basin (das Velhas River, Brazil). **Water Science and Technology**, v. 67, n. 11, p. 2534–2542, 1 jun. 2013.

WADA, Y. et al. Modeling global water use for the 21st century: The Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. **Geoscientific Model Development**, 2016.

WANG, H. et al. Effect of irrigation amount and fertilization on agriculture non-point source pollution in the paddy field. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 10, p. 10363–10373, 14 abr. 2019.

WANG, J.; LIU, X. D.; LU, J. Urban River Pollution Control and Remediation. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, n. 2011, p. 1856–1862, 2012.

WANG, Q.; YANG, Z. Industrial water pollution, water environment treatment, and health risks in China. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 358–365, nov. 2016.

WANG, Y. et al. A bibliometric analysis for the research on river water quality assessment and simulation during 2000–2014. **Scientometrics**, v. 108, n. 3, p. 1333–1346, 2016.

WEINBERG, Á. **Metodologia para priorização do controle e monitoramento da qualidades das águas, como ferramenta para gestão de recursos hídricos. Dissertação de mestrado.** [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2018.

WEN, Y.; SCHOUPS, G.; VAN DE GIESEN, N. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 43289, 23 abr. 2017.

WHITFIELD, P. H. Identification and characterization of transient water quality events by Fourier analysis. **Environment International**, v. 21, n. 5, p. 571–575, jan. 1995.

WITHERS, P. J. A.; JARVIE, H. P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. **Science of the Total Environment**, 2008.

WOODHOUSE, P.; MULLER, M. Water Governance—An Historical Perspective on Current Debates. **World Development**, v. 92, p. 225–241, abr. 2017.

WU, Z. et al. Water quality assessment based on the water quality index method in Lake Poyang: The largest freshwater lake in China. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–10, 2017.

WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater, The Untapped Resource.** Paris, France.: UNESCO World Water Assessment Programme (WWAP), 2017. Disponível em: <<http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017-wastewater-the-untapped-resource/>>.

WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind. Executive Summary.** Perugia, Italy: UNESCO World Water Assessment Programme (WWAP), 2019.

XU, Z. et al. Urban river pollution control in developing countries. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 3, p. 158–160, 11 mar. 2019.

YU, S. et al. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 202–212, jan. 2016.

YUILL, B. T.; GASPARINI, N. M. Hydrologic controls on wash load sediment concentrations within a low-ordered, ephemeral watershed. **Journal of Hydrology**, v. 410, n. 1–2, p. 73–83, nov. 2011.

ZHANG, X. et al. Spatiotemporal variability and key influencing factors of river fecal coliform within a typical complex watershed. **Water Research**, v. 178, p. 115835, jul. 2020.

ZHANG, X.; WU, Y.; GU, B. Urban rivers as hotspots of regional nitrogen pollution. **Environmental Pollution**, v. 205, p. 139–144, 2015.

ZHAO, M. M. et al. Greater health risk in wet season than in dry season in the Yellow

River of the Lanzhou region. **Science of The Total Environment**, v. 644, n. 97, p. 873–883, dez. 2018.

APÊNDICE I

Termo de Referência para contratação de empresa especializada para o monitoramento de rios na Região Hidrográfica Piabanha (RH-IV)

Este apêndice apresenta o Termo de Referência elaborado em 2018 pelo autor desta tese, no período em que exerceu o cargo de Especialista em Recursos Hídricos da AGEVAP, em atendimento ao Comitê Piabanha. Esse documento recebeu significativas contribuições da equipe DIGEA/AGEVAP e foi publicado em http://agevap.org.br/atos_view.php?id=597. Dessa forma, o termo foi contratado em seu escopo integral e os dados coletados foram utilizados nesta pesquisa. É importante destacar que o autor desta tese participou ativamente de todo o processo na qualidade de Especialista Convidado do Comitê Piabanha (Carta nº 037/2019/CBH-PIABANHA), inclusive acompanhando as campanhas de campo.

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

1.1 A BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

A bacia do rio Paraíba do Sul possui área de drenagem com mais de 60.000 km², compreendida entre os paralelos 20°26' e 23°00' e os meridianos 41°00' e 46°30' oeste de Greenwich. O mapa da bacia pode ser visto na Figura 1.

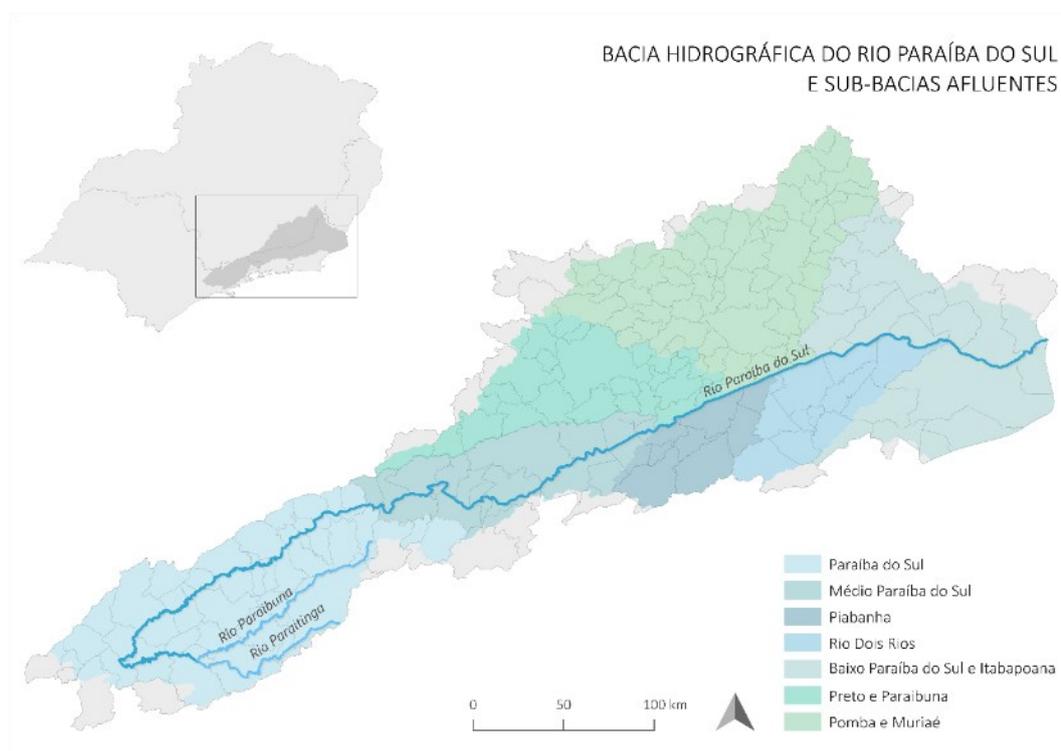


Figura 1. Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e Sub-bacias Afluentes.

Fonte: AGEVAP

A bacia estende-se pelos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. É limitada ao norte pelas bacias dos rios Grande e Doce e pelas serras da Mantiqueira, Caparaó e Santo Eduardo. Ao nordeste, a bacia do rio Itabapoana estabelece o limite da bacia. Ao sul, o limite é formado pela Serra dos Órgãos e pelos trechos paulista e fluminense da Serra do Mar. A oeste, pela bacia do rio Tietê, da qual é separada por meio de diversas ramificações dos maciços da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira.

O rio Paraíba do Sul é formado pela união dos rios Paraibuna e Paraitinga e o seu comprimento, calculado a partir da nascente do Paraitinga, é de mais de 1.100 km. Entre os principais formadores da margem esquerda destacam-se os rios Paraibuna mineiro, Pomba e Muriaé. Na margem direita, os afluentes mais representativos são os rios Piraí, Piabanha e Dois Rios.

A bacia do Paraíba do Sul drena uma das regiões mais desenvolvidas do país, abrangendo parte do estado de São Paulo, na região conhecida como Vale do Paraíba Paulista, parte do estado de Minas Gerais, denominada Zona da Mata Mineira e metade do estado do Rio de Janeiro. Em toda essa extensão, há 184 municípios, sendo 39 localizados em São Paulo, 57 no Rio de Janeiro e 88 em Minas Gerais, com territórios total ou parcialmente inseridos nos limites da bacia.

A população total da bacia, de acordo com o Censo 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE é de 8.502.181 habitantes, sendo que, desses, 2.857.916 vivem no estado do Rio de Janeiro, 1.627.828 em Minas Gerais e 4.016.437 em São Paulo.

1.2 O COMITÊ PIABANHA

Os Comitês de Bacia no Estado do Rio de Janeiro compõem o Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, instituído pela Lei Estadual nº 3.239/1999, cujos objetivos são: dirimir, em primeira instância, eventuais conflitos relativos ao uso da água; acompanhar a Política Estadual de Recursos Hídricos; propor valores e aprovar critérios de cobrança pelo uso da água; e planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos.

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piabanha e das Sub-Bacias Hidrográficas dos Rios Paquequer e Preto – Comitê Piabanha – teve sua criação aprovada pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERHI-RJ) em 13 de novembro de 2003, sendo reconhecido e qualificado pelo Decreto Estadual nº 38.235, de 14 de setembro de 2005, cuja redação foi alterada pelo Decreto Estadual nº 45.461/2015.

O Comitê Piabanha é um órgão colegiado com atribuições consultivas, deliberativas e normativas em nível regional, e é composto por uma plenária com 36 membros. Estes membros são divididos em: 12 representantes dos Usuários da Água; 12 representantes da Sociedade Civil; e 12 representantes do Poder Público (municipal, estadual, federal). Conta, ainda, com uma Diretoria composta por seis membros eleitos em plenária, sendo dois membros de cada um dos segmentos.

A área de atuação do Comitê Piabanha (Figura 2) é formada pela bacia hidrográfica do Rio Piabanha, abrangendo o território de sete municípios, e pelas bacias afluentes do Rio Paraíba do Sul, em sua margem direita, que cortam os municípios de Carmo, Sapucaia e Sumidouro, representando uma área de aproximadamente 4.484 km² onde vivem cerca de 550 mil habitantes.

O Rio Piabanha, com 80 km de extensão, banha os municípios de Petrópolis, Areal e Três Rios, e seu principal afluente é o rio Preto, que tem 54 km de curso. O rio Paquequer, afluente do rio Preto, apresenta extensão de 37 km e banha Teresópolis em seu trecho inicial.

Fazem parte da RH-Piabanha os municípios de Areal, São José do Vale do Rio Preto, Sapucaia, Sumidouro e Teresópolis, inseridos integralmente, e, ainda, os municípios de Carmo, Paraíba do Sul, Paty do Alferes, Petrópolis e Três Rios, inseridos parcialmente, como pode ser observado na Figura 2.

Atualmente, a AGEVAP mantém seis Contratos de Gestão. O primeiro assinado em 2004 com a ANA, para atendimento ao CEIVAP; o segundo em 2010 com o Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), para exercer a função de Agência de Bacia e Secretaria Executiva de quatro Comitês Afluentes do Rio Paraíba do Sul (CBH Médio Paraíba do Sul, Comitê Piabanha, CBH Rio Dois Rios e CBH Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana). O terceiro contrato também assinado em 2010 com o INEA, para atuação da AGEVAP junto ao Comitê Guandu; e o quarto e o quinto contratos de gestão foram assinados em 2014, com o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), para atendimento aos Comitês de Bacias dos Afluentes Mineiros dos rios Preto e Paraibuna (CBH Preto Paraibuna) e dos rios Pomba e Muriaé (COMPÉ), o sexto contrato assinado em 2017 com o INEA, para atuação da AGEVAP junto aos Comitê da Baía de Ilha Grande e Baía de Guanabara.

Em função do disposto, na Resolução n° 59, de 02 de junho de 2006, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), a AGEVAP teve o prazo da delegação de competência para o exercício de funções e atividades inerentes à Agência de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul até 30 de junho de 2016, sendo prorrogado por mais 10 anos, através da Resolução n° 167 de 23 de setembro de 2015.

Já o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Rio de Janeiro – CERHI/RJ através de sua Resolução n° 141 de 5 de novembro de 2015 aprovou a continuidade da AGEVAP como entidade delegatária das funções de Agência de Água e Secretaria Executiva dos Comitês Médio Paraíba do Sul, Piabanha, Rio Dois Rios, Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana até 31 de dezembro de 2020 (por mais 5 anos); E através de sua Resolução CERHI/RJ n° 143 de 5 de novembro de 2015 aprovou a continuidade da AGEVAP como entidade delegatária das funções de Agência de Água e Secretaria Executiva do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu Mirim até 31 de dezembro de 2020.

O Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Preto e Paraibuna, através da Deliberação n° 1/2016, de 23 de novembro de 2006 aprovou a indicação da AGEVAP para que seja equiparada à Agência de Bacia do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Preto e Paraibuna, para

exercer as funções de gestão dos recursos hídricos delegadas por meio do contrato de gestão.

Em 5 de dezembro de 2006 foi a vez do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Pomba e Muriaé, aprovar através da Deliberação nº 5/2016 a indicação da AGEVAP para que seja equiparada à Agência de Bacia do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Pomba e Muriaé, para exercer as funções de gestão dos recursos hídricos delegadas por meio do contrato de gestão.

A Deliberação CERH nº 78, do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH/MG, de 22 de novembro de 2007, aprovou a equiparação da entidade Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - AGEVAP à Agência de Bacia Hidrográfica dos CBH's Pomba e Muriaé e Preto e Paraibuna e a Deliberação CERH nº 356, 25 de setembro de 2014 do mesmo Conselho Estadual, aprovou a equiparação da entidade AGEVAP à Agência de Bacia Hidrográfica dos CBH's Pomba e Muriaé e Preto e Paraibuna.

A Resolução CERHI-RJ n.º 179, de 12 de julho de 2017, aprovou a indicação da Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia do Rio Paraíba do Sul - AGEVAP como entidade delegatária das funções de Agência de Água do Comitê de Bacia Hidrográfica da Baía de Ilha Grande – BIG e do Comitê da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara e dos Sistemas Lagunares de Maricá e Jacarepaguá – BG e em 26 de dezembro de 2017, foi assinado o Contrato de Gestão n.º 002/2017.

A AGEVAP tem a personalidade jurídica de uma associação de direito privado, com fins não econômicos, cujos associados compõe sua Assembleia Geral. Ela é administrada por um Conselho de Administração, um Conselho Fiscal e uma Diretoria Executiva. Com a alteração no Estatuto Social da AGEVAP, aprovada em 30/03/2009, os associados da Assembleia Geral podem ou não ser membros do CEIVAP. Os membros dos Conselhos de Administração e Fiscal são pessoas físicas eleitas pela Assembleia Geral e atualmente a Diretoria Executiva é formada por cinco membros, um Diretor-Presidente, um Diretor de Relações Institucionais, um Diretor Administrativo-Financeiro, um Diretor de Recursos Hídricos e um Diretor de Planejamento Estratégico.

A sede da AGEVAP está localizada em Resende/RJ e possui, atualmente, 6 (seis) Unidades Descentralizadas – UD's localizadas nos municípios de Volta Redonda, Petrópolis, Nova Friburgo, Campos dos Goytacazes e Seropédica, no estado do Rio de Janeiro e no município de Juiz de Fora no estado de Minas Gerais.

2. OBJETO DE CONTRATAÇÃO

Este Termo de Referência tem por objeto a contratação de empresa especializada para o monitoramento de rios na Região Hidrográfica Piabanha (RH-IV) compreendendo o escopo de amostragem, análise laboratorial da qualidade da água de rios e medição da vazão no momento da amostragem, na forma das especificações dispostas neste documento.

3. JUSTIFICATIVA

O Comitê Piabanha definiu suas ações prioritárias para o ano de 2018 em sua 64ª Reunião Ordinária no dia 17/04/2018, dentre elas o “Enquadramento dos Corpos Hídricos”, cujo objetivo é iniciar o enquadramento pelo Rio Piabanha. Sabendo que o diagnóstico da qualidade dos recursos hídricos é a primeira etapa do processo de Enquadramento, o Comitê Piabanha solicitou à AGEVAP a contratação de empresa especializada para o Monitoramento de Rios na Região Hidrográfica Piabanha (RH-IV), dando origem a este Termo de Referência.

4. ESPECIFICAÇÃO TÉCNICA

Este Termo de Referência destina-se ao diagnóstico da qualidade da água para fins de enquadramento em conformidade com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

4.1 AMOSTRAGEM

As coletas devem ser realizadas nos locais estabelecidos na Tabela 1. A maior parte dos pontos são localizados em pontes nas proximidades da BR-040 entre Petrópolis e Três Rios em uma extensão de aproximadamente 80km (Anexo A). A descrição detalhada de cada ponto de amostragem pode ser obtida no Anexo B. A CONTRATADA pode propor a alteração do local de coleta por motivos logísticos desde que as características da localidade em termos quantitativos e qualitativos

não sejam significativamente alteradas com a contribuição de afluentes e não gerem qualquer ônus a AGEVAP. A proposta de alteração deve ser expressamente aprovada pela AGEVAP.

São previstos 10 pontos de amostragem, no entanto foram especificados apenas 9 pontos na Tabela 1 e Anexos A e B. Dessa forma, a CONTRATADA deve propor, na reunião de alinhamento (item 6.1), o 10º ponto para aprovação do Comitê Piabanha e da AGEVAP.

Pto	Latitude	Longitude	Observação
1	7512105	687510	Rio Piabanha em frente ao Fórum de Petrópolis
2	7513520	690184	Rio Piabanha após o Rio Itamarati em Cascatinha
3	7521358	691953	Rio Piabanha em Itaipava próximo ao Parque de Exposições
4	7524012	692423	Rio Piabanha após Rio Santo Antônio em Itaipava
5	7537666	698214	Rio Piabanha antes do Rio Preto na Posse
6	7540317	695389	Rio Piabanha após o Rio Preto próximo ao centro de Areal
7	7546405	688094	Rio Piabanha após Rio Fagundes em Paraíba do Sul
8	7551984	691453	Rio Piabanha próxima a foz no Rio Paraíba do Sul
9	7538069	714624	Rio Paquequer próximo ao seu exutório no Rio Preto
10			A ser definido

Tabela 1. Relação dos pontos de amostragem.

Fonte: Comitê Piabanha-AGEVAP

O planejamento das coletas deve observar o especificado no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB & ANA, 2011), na NBR 9897 (ABNT, 1997) “Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores” e na NBR 9898 (ABNT, 1997) “Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores” e referências internacionais, como o livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Outras referências podem ser propostas pela CONTRATADA, desde que previamente apresentadas e formalmente aprovadas pela AGEVAP.

As amostras devem ser identificadas com etiquetas que contenham, minimamente, identificação por nome, coordenadas, data, hora e coletor. Amostras com exigências

específicas de preservação devem ser explicitamente identificadas informando o meio de preservação.

O Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostra estabelece que a coleta de água superficial é a que ocorre entre 0 e 30 centímetros da lâmina d'água. E recomenda os seguintes procedimentos para a coleta de amostras em água bruta (camada superficial e em profundidade):

Encher o balde de aço inox ou a garrafa de van Dormi de fluxo horizontal e distribuir seu volume proporcionalmente nos diversos frascos destinados aos ensaios químicos, como forma de garantir a homogeneidade da amostra;

Repetir o procedimento até que todos os frascos estejam com o volume de água necessário para os ensaios, tomando o cuidado de manter um espaço vazio no frasco para sua posterior homogeneização;

No caso de amostras que não podem sofrer aeração (oxigênio dissolvido, sulfetos, compostos orgânicos voláteis e fenóis), a garrafa de van Dorn de fluxo horizontal ou o batiscafo deverão ser empregados. No caso da utilização da garrafa de van Dorn, a mangueira deve ser introduzida estrangulada até o fundo do recipiente, liberando-se lentamente o regulador de fluxo da mangueira e deixando-se extravasar duas vezes, ou mais, o volume do frasco, não deixando espaço vazio;

Efetuar as preservações requeridas e acondicionar a amostra em caixa térmica, sob refrigeração, para transporte. (CETESB & ANA, 2011, p. 136)

Todas as determinações de campo devem ser realizadas em alíquotas de amostra separadas das que serão enviadas ao laboratório analítico.

De acordo com ANA & CETESB (2011 p. 54), os níveis de profundidade são definidos pelo coordenador técnico no momento da elaboração do projeto, segundo os objetivos de cada trabalho. Dessa forma, foi consultado um grupo de especialistas na 11ª Reunião Extraordinária do Diretório Colegiado do Comitê Piabanha, onde foi definida a coleta de **amostras simples, no centro do rio, entre 20 e 30 cm de profundidade**, quando possível.

Amostras simples são definidas como sendo aquelas coletadas em uma única tomada de amostra, em um determinado instante, para a realização das determinações e ensaios. O volume total da amostra irá depender dos parâmetros

escolhidos. Esta amostragem é indicada por CETESB & ANA, (2011) nos casos em que a vazão e a composição do líquido (água ou efluente) não apresentam variações significativas. É obrigatória para parâmetros cujas características alteram-se rapidamente ou não admitem transferência de frasco (sulfetos, oxigênio dissolvido, solventes halogenados, óleos e graxas, microbiológicos).

Para preservação das amostras a CONTRATADA deve observar as exigências específicas à cada tipo de análise, devendo adotar as recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB & ANA, 2011), da NBR 9898 (ABNT, 1997) e da edição mais recente do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* ou de outros métodos reconhecidos e normatizados. Os objetivos da preservação da amostra são: retardar a ação biológica e a hidrólise dos compostos químicos; reduzir a volatilidade dos constituintes e os efeitos de adsorção; preservar os organismos, minimizando alterações morfológicas e fisiológicas (VON SPERLING, 2014, p. 249).

4.2 QUALIDADE DA ÁGUA

Os parâmetros de qualidade de água devem ser analisados conforme os métodos analíticos indicados pela referência apresentada no Anexo C ou outro que observe o limite de quantificação estabelecido para cada parâmetro. Qualquer alteração no método deverá ser expressamente aprovada pela AGEVAP.

A CONTRATADA deverá apresentar protocolos de validação de cada método, caso estes não sejam normatizados. Caso sejam normatizados, a CONTRATADA deverá apresentar relatórios que comprovem a eficiência dos mesmos, através de testes dentre os quais se destaca o teste de recuperação.

Cada lote analisado deverá ser acompanhado de “Relatório de Controle de Qualidade Analítico”, demonstrando que o Intervalo de Confiança (IC) aplicado é igual ou superior a 95%, para análises quantitativas.

A CONTRATADA deverá apresentar relatório das medições realizadas contendo, minimamente, descrição detalhada da metodologia aplicada no cálculo das vazões, registro fotográfico das medições, data da medição, hidrometrista responsável, equipamento utilizado, acurácia do equipamento, certificado de calibração do

molinete, desenho esquemático da batimetria da seção e coordenadas geográficas do ponto.

4.3 MEDIÇÃO DE VAZÃO

Uma avaliação efetiva dos corpos d'água deve levar em consideração tanto os dados de qualidade quanto os dados de quantidade em uma perspectiva integrada. Tal abordagem apresenta implicações técnicas e logísticas que devem ser cuidadosamente planejadas (PESSOA, 2013).

Pessoa (2013) constatou que apenas um tipo de técnica de medição de vazão não é suficiente para atender todas as estações de amostragem devido às diferenças nas seções transversais do rio, profundidade, fluxo e possibilidade de acesso às estações de amostragem.

A CONTRATADA deverá dispor de recursos e equipamentos para realizar a medição da vazão através de medidas pontuais das velocidades do fluxo, **com o uso de molinetes, ou através de medidores acústicos.**

Após reconhecimento de campo, a CONTRATADA apresentará a AGEVAP o método de medição de vazão em cada um dos pontos de amostragem com a devida justificativa. A proposta deverá ser expressamente aprovada pela AGEVAP.

A CONTRATADA deverá apresentar relatório das medições realizadas contendo, minimamente, descrição detalhada da metodologia aplicada no cálculo das vazões, registro fotográfico das medições, data da medição, hidrometrista responsável, equipamento utilizado, acurácia do equipamento, certificado de calibração do equipamento de medição da vazão, desenho esquemático da batimetria da seção e coordenadas geográficas do ponto.

4.4 PERIODICIDADE

Devem ser realizadas 12 (doze) campanhas de campo, em todos os pontos previstos na Tabela 1, com periodicidade mensal de acordo com calendário proposto pela CONTRATADA e aprovado pela AGEVAP. **Um empregado da AGEVAP poderá ser designado para acompanhar as campanhas de campo.**

As análises laboratoriais de todos os parâmetros constantes no Anexo C deverão ser realizadas nas 12 (doze) campanhas de campo, em todos os pontos previstos na Tabela 1, totalizando 120 análises (10 pontos x 12 campanhas). A medição de vazão deverá ser realizada em 2 (duas) campanhas de campo em todos os pontos previsto na Tabela 1, totalizando 20 medições (10 pontos x 2 campanhas). A data das medições da vazão deve ser apresentada no calendário acima mencionado que será aprovado pela AGEVAP.

4.5 PRODUTOS A SEREM ENTREGUES

A CONTRATADA deverá entregar 4 (quatro) produtos que são entendidos como relatórios trimestrais decorrentes do atendimento do escopo deste Termo de Referência contendo os resultados do período analisado e cumulativos de períodos anteriores.

Além do atendimento ao apresentado nos itens 4.1 a 4.4, cada relatório deverá conter:

1. Em relação as análises físico-químicas devem apresentar os resultados dos parâmetros analisados, através de laudos laboratoriais com assinatura de responsável técnico, o método utilizado, o limite de detecção e quantificação do método;
2. O relatório deverá conter descrição de todas as metodologias aplicadas para o cálculo de vazões. Para cada ponto de amostragem deverá constar uma ficha do ponto, com o seguinte conteúdo mínimo:
 - ✓ Data da medição, hidrometrista responsável, equipamento utilizado e acurácia do equipamento;
 - ✓ Desenho esquemático da batimetria da seção;
 - ✓ Coordenadas geográficas do ponto;
 - ✓ Registro fotográfico e análise de características naturais da paisagem que possam interferir nos resultados de medição, como, por exemplo,

descolamento de bancos de areia de acordo com períodos de cheia ou enxurradas.

2.1 No caso de uso de molinete deverá ser apresentado ainda, por ponto de medição:

- ✓ Largura do rio, distância entre verticais, número de verticais, equações utilizadas e os valores angulares formados entre o cabo de sustentação e a vertical determinados durante a medição.
- ✓ O número de pontos de amostragem deve ser calculado conforme Tabela 2.

Nº de Pontos	Posição na Vertical em Relação a Profundidade (p)	Cálculo da Velocidade Média (v_m) na Vertical	Profundidade (m)
1	0,6 p	$v_m = v_{0,6}$	0,15 - 0,60
2	0,2 e 0,8 p	$v_m = (v_{0,2} + v_{0,8})/2$	0,60 - 1,20
3	0,2; 0,6 e 0,8 p	$v_m = (v_{0,2} + 2v_{0,6} + v_{0,8})/4$	1,20 - 2,00
4	0,2; 0,4; 0,6 e 0,8 p	$v_m = (v_{0,2} + 2v_{0,4} + 2v_{0,6} + v_{0,8})/6$	2,00 - 4,00
6	S; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 p e F	$v_m = [v_s + 2(v_{0,2} + v_{0,4} + v_{0,6} + v_{0,8}) + v_f]/10$	> 4,00

vs - velocidade medida na superfície e vf - velocidade medida no fundo do rio

Tabela 2. Número de pontos de amostragem conforme profundidade do trecho

Fonte: ANA (2012)

2.2 No caso de uso de ADCP deverá ser apresentado ainda, por ponto de medição:

- ✓ Frequência do ADCP utilizada em cada ponto de análise, estimativa do erro médio e especificação das regiões nas quais os perfis são extrapolados devido às limitações do equipamento.
- ✓ Gráficos que especifiquem, por ponto de amostragem: vazão, velocidade e profundidade. Esses devem ser analisados de maneira crítica, especificando, inclusive, figuras da paisagem que possam gerar resultados diferente do esperado.

O relatório também deverá possuir: ficha de campo digitalizada, certificado de calibração do equipamento, ficha de medição automática gerada pelo equipamento, quando couber, memória de cálculo dos dados gerados.

3. Interpretação de dados resultantes das análises, associando vazão e os resultados de qualidade, detalhando aqueles que estão acima do esperado nas Resoluções CONAMA N° 357 e N° 430, e ainda, as possíveis fontes de contaminação antrópica;
4. Os resultados de cada campanha de amostragem devem ser tratados estatisticamente, consolidados e posteriormente interpretados comparativamente de forma sucessiva;
5. Devem ser apresentadas as variâncias dos parâmetros utilizados e ainda, traçar uma progressão do cenário da qualidade da água;
6. Para a análise crítica dos dados coletados deverá ser analisada a pluviosidade do período de 7 (sete) dias anteriores a contar da data da coleta;
7. Todos os relatórios gerados deverão conter mapas georreferenciados, apresentando, no mínimo, a hidrografia da região, a localização dos pontos de monitoramento e a indicação de fontes poluidoras. Deverá ser apresentado no relatório registro fotográfico de todas as coletas em todos os pontos de monitoramento;
8. Deverão ser elaborados mapas temáticos, que ilustrem a situação de cada parâmetro acima do esperado, nos pontos em estudo. Para isso deverá ser esquematizado um mapa contendo os pontos em estudo e uma escala com cores mais intensas para os pontos em que a concentração do parâmetro é maior.

As informações presentes nos relatórios devem ser cumulativas, isto é, o segundo relatório deve conter as informações do primeiro, o terceiro, as informações do primeiro e segundo, e assim sucessivamente. Dessa forma, o último relatório representará um diagnóstico conclusivo das análises realizadas.

Além disso, a empresa deverá enviar, mensalmente, aos cuidados da AGEVAP, o laudo das análises de qualidade realizadas e também informações referentes a medição de vazão, quando houver.

4.6 APRESENTAÇÃO DOS PRODUTOS

Os relatórios devem ser apresentados em formato próprio da CONTRADADA e entregue em meio digital e físico (impresso), após aprovação do digital. Os resultados quantitativos devem ser entregues em planilhas digitais.

4.7 EQUIPE TÉCNICA

A equipe técnica deve apresentar qualificação profissional destinada aos serviços especificados e, quando aplicável, ser registrado junto ao conselho profissional.

5. OUTRAS ESPECIFICAÇÕES

A CONTRATADA deve ser especializada em análises químicas (orgânicas e inorgânicas) e microbiológica de diversos parâmetros (físico-químicos, metais totais e dissolvidos, ânions diversos) utilizando como matriz a água.

O laboratório responsável pelas análises especificadas neste Termo de Referência deve ser credenciado no INEA (Instituto Estadual do Ambiente). A CONTRATADA deve apresentar o certificado de credenciamento juntamente com sua proposta comercial.

As análises dos parâmetros listados no Anexo C podem ser realizadas em laboratório próprio da CONTRATADA, sendo permitidas subcontratações no caso de parâmetros em que a CONTRATADA não possua certificação.

É permitida a subcontratação para atendimento integral do escopo definido nesse Termo de Referência, especialmente para medição da vazão. Neste caso, a empresa terceira deverá cumprir as mesmas especificações e exigências as quais estão submetidas a CONTRATADA.

Do total de análises contratadas, a AGEVAP poderá a seu critério redefinir o momento em que a análise de determinado parâmetro será realizada, alterando assim, a periodicidade definida no item 4.4.

6. ETAPAS

6.1 ALINHAMENTO

Nesta etapa, será realizado o alinhamento de informações entre a AGEVAP, o Comitê Piabanha e a empresa CONTRATADA em 30 (trinta) dias da emissão da

ordem de serviço.

Deverão ser apresentados para aprovação do Comitê Piabanha e da AGEVAP:

1. O 10º ponto de amostragem;
2. Os métodos de medição de vazão em cada um dos pontos de amostragem definidos na Tabela 1, conforme previsto no item 4.3; e
3. O calendário das campanhas de campo, incluindo a medição da vazão, conforme previsto no item 4.4.

6.2 CAMPANHAS DE CAMPO E ANÁLISES LABORATORIAIS

Nesta etapa, a empresa desenvolverá o escopo contratado por meio deste Termo de Referência.

7. CUSTO TOTAL E VIGÊNCIA

O custo máximo para execução integral deste Termo de Referência será **R\$ 204.634,04 (duzentos e quatro mil, seiscentos e trinta e quatro reais e quatro centavos)**.

O custo unitário dos serviços especificados neste Termo de Referência deve observar como referência máxima os valores constantes na Tabela 3.

Descrição	Unidade	Valor Unitário (R\$)	Quantidade	Valor total por item (R\$)
Análise de Parâmetros RNQA (Anexo C)	Ponto de Coleta	727,84	120	87.340,80
Coleta e transporte das amostras	Ponto de Coleta	394,57	120	47.348,40
Medição de vazão	Ponto de Coleta	2.319,92	20	46.398,40
Relatório Técnico	Unidade	5.886,61	4	23.546,44
			Total (R\$)	204.634,04

Tabela 3. Valores máximos de referência.

O prazo para o desenvolvimento das atividades objetos deste Termo de Referência é de 13 meses corridos, a contar da data de emissão da ordem de serviço. No entanto, para fins de ações para finalização do contrato, a vigência será de 16 meses.

8. CRONOGRAMA FÍSICO-FINANCEIRO

O cronograma físico-financeiro a seguir (Figura 3) mostra as etapas do trabalho a ser desenvolvido.

CRONOGRAMA FÍSICO-FINANCEIRO														
ETAPA	ESPECIFICAÇÃO	VALOR (R\$)	MESES											
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	Alinhamento	-												
2	Campanhas de Campo e Análises Laboratoriais	204.634,04												
2.1	Entrega dos Relatórios	204.634,04												

Figura 3. Cronograma físico-financeiro

A execução se inicia imediatamente após ordem de serviço emitida pela AGEVAP.

9. PAGAMENTO DOS PRODUTOS

O pagamento será feito no prazo de 15 (quinze) dias úteis, condicionado ao atendimento do contido neste Termo de Referência e entrega do Relatório Trimestral, após verificação das especificações e o devido ateste e aprovação por empregado da AGEVAP. Após aprovação, será solicitada a emissão da nota fiscal que deverá ser enviada para fins de pagamento.

A liberação de cada pagamento estará condicionada, além disso, à consulta das certidões negativas da Receita Federal/Previdência Social e FGTS na data do pagamento. Caso haja necessidade por parte da CONTRATANTE, poderá ser solicitada a emissão de mais de uma nota fiscal para realização do pagamento.

No caso da fatura não ser aceita pela CONTRATANTE, será devolvida à CONTRATADA para as devidas correções, sem ônus para a CONTRATANTE, com as informações que motivaram sua rejeição.

O pagamento será realizado por meio de depósito em conta vinculada ao CNPJ do fornecedor e/ou boleto bancário.

10. APRESENTAÇÃO DAS PROPOSTAS DE PREÇO

As propostas de preço devem apresentar os custos unitários detalhados, o valor total por item e ainda o valor total do serviço, conforme modelo da Tabela 4.

Descrição	Unidade	Valor Unitário (R\$)	Quantidade	Valor Total por Item (R\$)
Análise de Parâmetros RNQA (Anexo C)	Ponto de Coleta		120	
Coleta e transporte das amostras	Ponto de Coleta		120	
Medição de vazão	Ponto de Coleta		20	
Relatório Técnico	Unidade		4	
			Total (R\$)	

Tabela 4. Modelo para apresentação da proposta de preço.

11. ACOMPANHAMENTO

Será designado um empregado da AGEVAP como gestor do contrato para acompanhamento dos serviços especificados neste Termo de Referência.

Resende, 12 de novembro de 2018.

REFERÊNCIAS DO APÊNDICE I

ABNT. NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 1987. 34p.

ALMEIDA, L. E. S. B. Apostila de Fluviometria. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/cth-iph/wp-content/uploads/2016/03/Apostila-de-fluviometria-prof-Luis-Emilio.pdf>. Acesso em 13 de março de 2018.

ANA. Orientações para operação das estações hidrométricas. Agência Nacional de Água. Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica. Brasília, 2012. 529p.

CETESB. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326p.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. Hidrologia para engenharia e ciências ambientais. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH). 2. Ed. Porto Alegre/RS. 2015. 336p.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H; KISHI, R. T.; MARONE, E. LAUTER, L. F. Hidrometria Aplicada. Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento. Curitiba/PR. 2001. 372p.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. 2. Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 592p.

ANEXO A

MAPA DOS PONTOS DE MONITORAMENTO

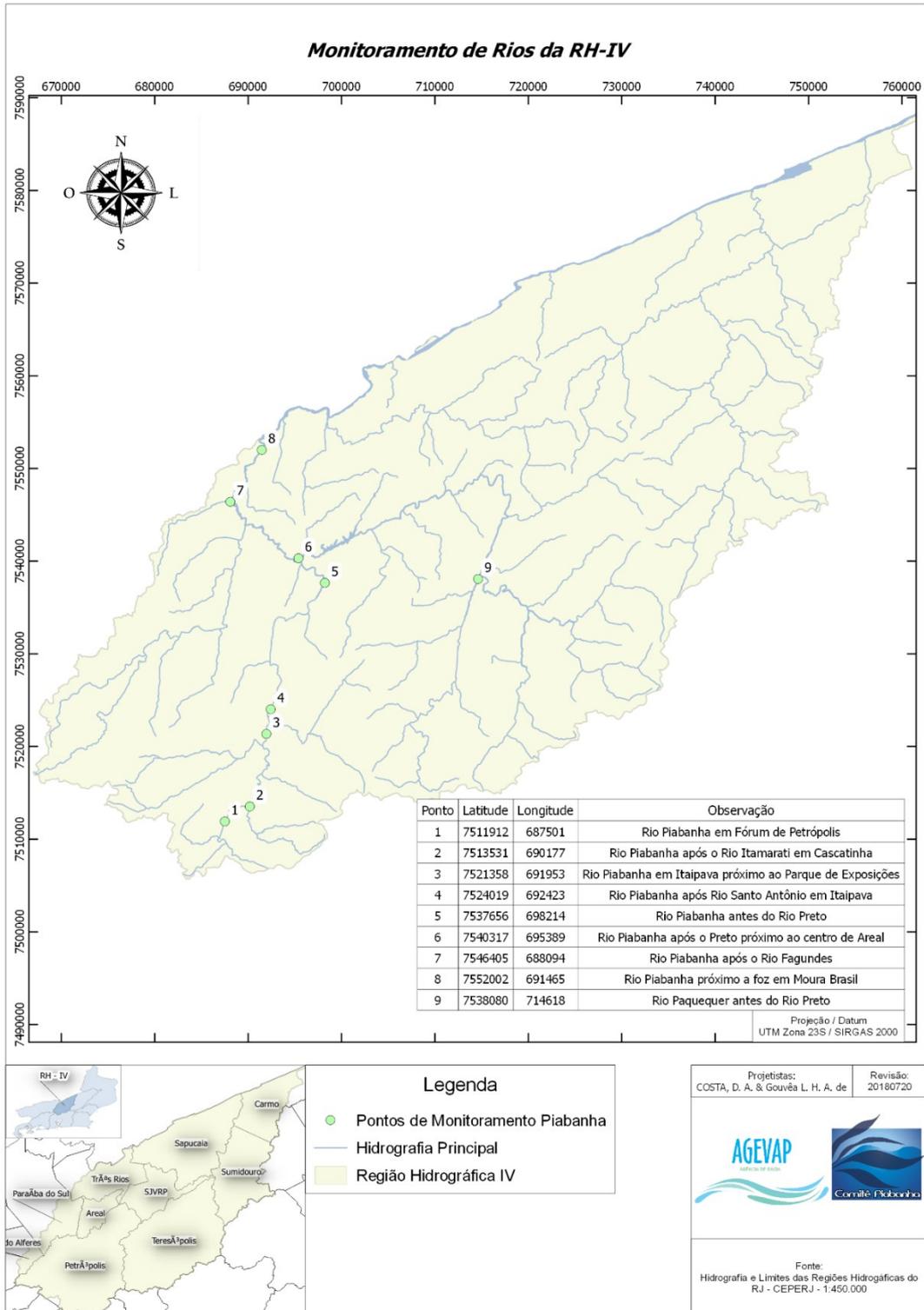


Figura 4. Mapa dos pontos de monitoramento.

ANEXO B

DESCRIÇÃO DETALHADA DOS PONTOS DE MONITORAMENTO

Data da visita: 18/05/2018

Integrantes: David Costa – Especialista em Recursos Hídricos
Yasmin Martins de Albuquerque – Estagiária

Foram observados 9 pontos nos rios da Região Hidrográfica do Piabanha, onde 5 (cinco) pontos localizam-se em Petrópolis, 1 (um) no centro, 1 (um) no bairro Itamarati, 2 (dois) no distrito de Itaipava e 1 (um) na Posse; 1 (um) no centro de Areal, 2 (dois) em Três Rios; e 1 (um) em Teresópolis.

PONTO 1

Rio Piabanha em frente ao Fórum de Petrópolis

O ponto 1 situa-se no Rio Piabanha, após a confluência com o rio Quitandinha, localizado pela coordenada UTM 7512105.00 m S e 687510.00 m E Zona 23S, na Avenida Barão do Rio Branco, Centro, Petrópolis/RJ. O curso hídrico apresenta margem esquerda canalizada e margem direita natural com predominância de gramíneas, com largura de aproximadamente 16 metros.

A localidade está próxima ao Fórum de Petrópolis, de forma a coincidir com a Estação 58400050 (Liceu Carlos Chagas; Lat -22,4872222 e Long -43,1772222) COPPE-UFRJ/CPRM, a estação encontra-se disponível no Hidroweb e com status operando, porém não possui série histórica disponível no Hidroweb. De acordo com COPPETEC (2017 p. 71), a estação foi implantada em 24/04/2007 (Tipo da Estação PPRFDFrQT – Obs: C – Climatológica, F – Fluviométrica, D – Med. Descarga, Q – Qualidade da água, P – Pluviométrica, T – Telemétrica, R – Rquipamento automático). Ainda de acordo com COPPETEC (2017 p. 174), a estação possui disponibilidade de vazões no período abr/07 a mai/13, além disso possui disponibilidade do nível da água de abr/07 a jan/16.

Objetivo: Verificar a qualidade do Rio Piabanha após o centro da cidade.



Figura 5. Vista a montante do ponto 1, Rio Piabanha.



Figura 6. Vista a jusante do ponto 1, Rio Piabanha.



Figura 7. Vista da régua de nível da COPPE-UFRJ/CPRM localizada a montante do ponto 1, na margem esquerda.

PONTO 2

Rio Piabanha após o Rio Itamarati em Cascatinha

O ponto 2 está localizado na coordenada UTM 7513520.00 m S e 690184.00 m E Zona 23S, na Rua Oliveira Bulhões, Cascatinha, Petrópolis/RJ. O curso hídrico é denominado Rio Piabanha e possui margens antropizadas, com predominância de construção civil (residências) e alguns intervalos canalizados. Há a presença de regeneração de gramíneas e arbustos. O acesso se dará pela margem esquerda, a jusante do ponto.

Objetivo: Verificar a qualidade do Rio Piabanha após a contribuição do Rio Itamarati.



Figura 8. Vista a montante do ponto 2.



Figura 9. Vista a jusante do ponto 2.

PONTO 3

Rio Piabanha em Itaipava próximo ao Parque de Exposições

O ponto 3 está localizado pela coordenada UTM 7521358.00 m S e 691953.00 m E Zona 23S, na Estrada União Indústria, no Distrito de Itaipava, Petrópolis/RJ. O curso hídrico é

denominado Piabanha, possui margens naturais com predominância de vegetação arbustiva e árvores isoladas. O acesso se dá pela margem esquerda a montante do ponto, onde estão posicionadas as réguas de nível da COPPE-UFRJ/CPRM.

A localidade está próxima ao Parque de Exposições de Itaipava, de forma a coincidir com a Estação 58400250 (Parque Petrópolis; Lat -22,41e Long -43,13) COPPE-UFRJ/CPRM. A estação encontra-se disponível no Hidroweb e com status operando, porém não possui série histórica disponível no Hidroweb. De acordo com COPPETEC (2017 p. 71), a estação foi implantada em 01/08/2009 (Tipo da Estação CFDFrQT – Obs: C – Climatológica, F – Fluviométrica, D – Med. Descarga, Q – Qualidade da água, P – Pluviométrica, T – Telemétrica, R – Rquipamento automático). Ainda de acordo com COPPETEC (2017 p. 174), a estação possui disponibilidade de vazões no período ago/07 a abr/13, além disso possui disponibilidade do nível da água de ago/07 a ago/14.

Objetivo: Verificar a qualidade do Rio Piabanha após a contribuição do Rio Araras.



Figura 10. Vista a montante do ponto 3.



Figura 11. Vista a jusante do ponto 3.



Figura 12. Vista das réguas de nível COPPE-UFRI/CPRM, situada na margem esquerda a montante do ponto 3.

PONTO 4

Rio Piabanha após Rio Santo Antônio em Itaipava

O ponto 4 se localiza pela coordenada UTM 7524012.00 m S e 692423.00 m E Zona 23S, em Itaipava -RJ. O rio é denominado Piabanha, possui margens naturais com prevalência de vegetação arbustiva. O curso hídrico percorre paralelamente a BR-040. Deve-se, para chegar ao local, a partir da Rodovia BR-040 sentido Petrópolis – Juiz de Fora - MG, entrar na saída 58, Km 57. O acesso ao rio para a execução de medição de vazão poderá ser feito, através das margens. Em campo foi possível observar pontos de fácil acesso incluindo uma propriedade onde é feita a comercialização de grama.

Objetivo: Verificar qualidade do Rio Piabanha, após percorrer trecho urbanizado em Itaipava.



Figura 13. Vista a montante do ponto 4, Rio Piabanha.



Figura 14. Vista a jusante do ponto 4, Rio Piabanha.

PONTO 5

Rio Piabanha antes do Rio Preto na Posse

O ponto 5 localiza-se pela coordenada UTM 7537666.00 m S e 698214.00 m E Zona 23S, no rio denominado Rio Piabanha, situado na Av. Noêmia Alves Rattes, no distrito da Posse, Petrópolis/RJ. O curso hídrico possui margens naturais com predominância de vegetação arbustiva e árvores isoladas, com largura aproximada de 23 metros. O acesso poderá ser feito pela margem esquerda a jusante do ponto.

Objetivo: Verificar a qualidade do Rio Piabanha antes da contribuição do rio Preto.



Figura 15. Vista a montante ponto 5.



Figura 16. Vista a jusante ponto 5.



Figura 17. Vista do local de possível acesso para medição e análise.

PONTO 6

Rio Piabanha após o Rio Preto próximo ao centro de Areal

O ponto 6 localiza-se pela coordenada UTM 7540317.00 m S e 695389.00 m E Zona 23S, no município de Areal. O rio é denominado Piabanha, o referido ponto situa-se após a contribuição do seu afluente Rio Preto. Para chegar até o local, a partir da Rodovia BR-040 sentido Juiz de Fora/MG, deve-se entrar na saída 39, no km 39 da Rodovia (acesso à Areal). Seguindo, o ponto 7 situa-se na ponte a esquerda da rotatória.

O curso hídrico possui margens naturais com predominância de vegetação arbustiva e árvores isoladas, com intervenções de construção civil (residências). Apresenta largura aproximada de 43 metros.

Objetivo: Verificar a qualidade do Rio Piabanha após a confluência com o Rio Preto e pela diferença com o ponto 5 estimar a contribuição do Rio Preto



Figura 18. Vista a montante do ponto 6, Rio Piabanha após a contribuição do afluyente Rio Preto.



Figura 19. Vista a jusante do ponto 6 Rio Piabanha após a contribuição do afluyente Rio Preto.

PONTO 7

Rio Piabanha após o Rio Fagundes em Paraíba do Sul

O ponto 7 situa-se pela coordenada UTM 7546405.00 m S e 688094.00 m E Zona 23S, em Três Rios/RJ, na RJ- 131.

Para chegar até o local, seguindo na BR-040 sentido Três Rios/RJ pega-se o retorno no km 27 da Rodovia BR-040, em seguida, pega-se a rua a direita (RJ – 131) no Km 29 da Rodovia BR-040 sentido Petrópolis/RJ.

O rio é denominado Rio Piabanha, detém margens naturais com predominância de vegetação arbustiva e árvores isoladas. Possui lâmina d'água profunda e leito com afloramento rochoso a jusante. A largura do rio é de aproximadamente 70 metros. O acesso poderá ser feito a montante na margem direita.

Objetivo: Verificar a qualidade do Rio Piabanha após a contribuição do rio Fagundes.



Figura 20. Vista a montante do ponto 7.



Figura 21. Vista a jusante do ponto 7.



Figura 22. Vista do local de possível acesso viável para medição e análise.

PONTO 8

Rio Piabanha próxima a foz no Rio Paraíba do Sul

O ponto 8 localiza-se pela coordenada UTM 7551984.00 m S e 691453.00 m E Zona 23S, no bairro Moura Brasil, município de Três Rios/RJ, Km 165 da Rodovia BR-393 (sentido Sapucaia/RJ). Para chegar até o local deve-se, a partir da Rodovia Washington Luiz BR-040, sentido Juiz de Fora/MG, entrar na saída 22, (acesso a BR-393/em direção a Sapucaia/RJ) no Km 23 da Rodovia BR-040 (antes da PRF) e percorrer na Rodovia BR-393 até o Km 165.

O curso hídrico é denominado Rio Piabanha, possui, neste ponto, margens naturais de vegetação arbórea e arbustiva, lâmina d'água profunda e largura aproximada de 60 metros. Não há dificuldade no acesso, podendo este, ser feito pela margem esquerda a jusante, em um caminho próximo a ponte.

Objetivo: Verificar a qualidade do Rio Piabanha antes da sua foz no Rio Paraíba do Sul.



Figura 23. Vista a montante Rio Piabanha.



Figura 24. Vista a jusante Rio Piabanha.

PONTO 9

Rio Paquequer próximo ao seu exutório no Rio Preto

O ponto 9 está localizado pela coordenada UTM 7538069.00 m S e 714624.00 m E Zona 23S, no município de Teresópolis/RJ, na BR-116 (Rodovia Santos Dumont Rio – Teresópolis) km 59, Vila Revolta. Na mesma rua onde situa-se a CEDAE (Companhia Estadual de Águas e Esgoto) de Teresópolis/RJ. Para chegar até local sentido São José do Vale do Rio Preto - Teresópolis pegar a entrada indicada com placa de sinalização (CEDAE) no Km 59.

O rio é denominado rio Paquequer, possui margens naturais com predominância de vegetação arbustiva e árvores isoladas. No momento da visita foi possível observar manchas de óleo na superfície d'água. A largura do rio é de aproximadamente 14 metros. O acesso para medição e análise poderá ser feito através da margem direita a jusante do ponto.

Objetivo: Verificar a qualidade do rio Paquequer antes da sua confluência com o rio Preto.



Figura 25. Vista a montante do ponto 9.



Figura 26. Vista a jusante do ponto 9.



Figura 27. Vista do acesso para a medição e análise, localizado na margem direita a jusante do ponto.

ANEXO C

PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA – ANÁLISE RNQA (ADAPTADO)

Parâmetros mínimos de qualidade da água - RNQA (Adaptado)			
Categoria	Parâmetro ¹	Limite de Quantificação (LQ)	Referência
Físico-químico	1) Condutividade Elétrica (µS/cm)	-	Method 2510 Conductivity: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	2) Temperatura da Água (°C)	4 °C	Method 2550B Temperature: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	3) Turbidez (UNT)	0,34 UNT	Method 2130 Turbidity Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012
	4) Oxigênio Dissolvido (mg/L de O ₂)	0,3 mg/L	Method 4500 O-G Oxygen (Dissolved): Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	5) pH	1	Method 4500B Eletrometric: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	6) Sólidos totais dissolvidos	-	Method 2540C Total Dissolved Solids Dried at 180°C: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012
	7) Sólidos em suspensão (mg/L)	-	Method 2540 D: Total Suspended Solids Dried at 103–105°C Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	8) Alcalinidade Total (mg/L de CaCO ₃)	-	Method 2320 Alkalinity: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	9) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5d, 20°C, mg/L de O ₂)	2mg/L	Method 5210 Biochemical oxygen demand (BOD): Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	10) Demanda Química de Oxigênio (mg/L de O ₂)	5mg/L	Method 5220 Chemical oxygen demand (COD): Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.

Microbiológico	11) Coliformes Fecais (nº de CT/100 mL)	100NMP/100mL	Method 9222D. Enzyme Substrate Coliform Test: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
Nutrientes	12) Fósforo solúvel reativo	0.01mg/L	Method 4500-P Phosphorus Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012
	13) Fósforo Total (mg/L de P)	0.01mg/L	Method 4500-P Phosphorus Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012
	14) Nitrato (µ/L de N)	0.2mg/L	Method 4500NO₃ Nitrogen (Nitrate)-D Nitrate Electrode: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	15) Nitrogênio Amoniacal (mg/L de N)	0.2mg/L	Method 4500NH₃ Nitrogen (Ammonia)-H Flow Injection Analysis: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012.
	16) Nitrogênio total (mg/L de N).	0.2mg/L	Method 4500-Norg B. Macro-Kjeldahl method: Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. 2012
(1) Parâmetros mínimos a serem monitorados para fins de avaliação da qualidade das águas superficiais observado a sua especificidade segundo tipo do ambiente - lânticos e lóticos; águas doces, salobras ou salinas.			